**ÉBAUCHE POUR**
**COMMENTAIRES DU PUBLIC**

**DRAFT FOR**
**PUBLIC COMMENTS**

*Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*

# LISTE DES SUBSTANCES D'INTÉRÊT PRIORITAIRE

# RAPPORT D'ÉVALUATION

# EFFLUENTS DES USINES DE TEXTILE

Environnement Canada
Santé Canada

Juillet 2000

**TABLE DES MATIÈRES**


**SYNOPSIS** ..... 1

**1.0 INTRODUCTION** ..... 4

**2.0 RÉSUMÉ DE L'INFORMATION ESSENTIELLE À L'ÉVALUATION DU CARACTÈRE « TOXIQUE » AU SENS DE LA LCPE 1999** ..... 8

2.1 IDENTITÉ ET PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ..... 8
*2.1.1 Identité* ..... 8
*2.1.2 Substances chimiques présentes dans les EUT* ..... 8
*2.1.3 Propriétés physiques des EUT* ..... 9
2.2 CARACTÉRISATION DE LA PÉNÉTRATION DANS L'ENVIRONNEMENT ..... 9
*2.2.1 Sources* ..... 10
*2.2.2 Rejets d'EUT au Canada* ..... 10
*2.2.3 Traitement des EUT au Canada* ..... 11
2.3 CARACTÉRISATION DE L'EXPOSITION ..... 13
*2.3.1 Devenir des EUT dans l'environnement* ..... 13
*2.3.2 Présence de colorants dans les EUT* ..... 13
*2.3.3 Dilution des EUT au Canada* ..... 13
2.4 CARACTÉRISATION DES EFFETS ..... 15
*2.4.1 Toxicité aquatique de l'effluent entier* ..... 15
*2.4.2 Toxicité aquatique ambiante* ..... 20
*2.4.3 Toxicité aquatique sur place* ..... 21
*2.4.4 Toxicité des sédiments* ..... 21
*2.4.5 Impacts sur les communautés de macroinvertébrés benthiques* ..... 22
*2.4.6 Perturbation du système endocrinien* ..... 23
*2.4.7 Mutagénicité des EUT* ..... 23
*2.4.8 Effets des colorants présents dans les EUT* ..... 24

**3.0 ÉVALUATION PROPOSÉE DU CARACTÈRE « TOXIQUE » AU SENS DE LA LCPE 1999** ..... 25

3.1 LCPE 1999, 64*a*) : ENVIRONNEMENT ..... 25
*3.1.1 Paramètres de mesure* ..... 25
*3.1.2 Caractérisation du risque pour l'environnement* ..... 26
3.1.2.1 Aperçu de l'approche utilisée pour déterminer les quotients de risque ..... 27
3.1.2.2 Résultats de l'évaluation de niveau 1 ..... 28
3.1.2.3 Aperçu de l'évaluation de niveau 2 ou évaluation fondée sur le poids de la preuve ..... 29
3.1.2.4 Résultats de l'évaluation de niveau 2 ..... 31
3.1.2.4.1 EUT non traités ..... 31
3.1.2.4.2 EUT soumis à un traitement primaire ..... 34

*3.1.3 Résumé de la caractérisation du risque* ..... *37*
*3.1.4 Incertitudes liées à la caractérisation du risque pour l'environnement* ..... *39*
*3.1.5 Conclusions proposées* ..... *41*
*3.1.6 Considérations relatives au suivi (mesures à prendre)* ..... *41*

**4.0 BIBLIOGRAPHIE** ..... **43**

**ANNEXE A : STRATÉGIES DE RECHERCHE UTILISÉES POUR RELEVER LES DONNÉES PERTINENTES** ..... **50**

**ANNEXE B : PROCÉDÉS DE TRAITEMENT DES EAUX USÉES APPLIQUÉS AUX EFFLUENTS DES USINES DE TEXTILE** ..... **51**

**ANNEXE C : DONNÉES SUR LA TOXICITÉ AQUATIQUE DES EUT NON TRAITÉS** **52**

**ANNEXE D : DONNÉES SUR LA TOXICITÉ AQUATIQUE DES EUT TRAITÉS** ..... **53**

**ANNEXE E : CONCENTRATIONS DE NP ET DE NPE ET VALEURS CALCULÉES DE LA $VEE_{QET}$ POUR LES EUT NON TRAITÉS ET LES EUT SOUMIS SUR PLACE À UN TRAITEMENT PRIMAIRE OU SECONDAIRE** ..... **54**

**ANNEXE F : POINTS DE REJET DES USINES** ..... **56**

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Répartition des usines de textile utilisant des procédés au mouillé, au Canada ..... 11
Tableau 2: Résultats de l'évaluation de niveau 1 basée sur les paramètres de toxicité de l'effluent entier 28

## LISTE DES FIGURES

Figure 1: Usines de traitement au mouillé au Canada, selon le type d'usine ..... 10
Figure 2 : Répartition des EUT rejetés dans l'environnement ..... 11
Figure 3: Niveau de traitement appliqué aux EUT par province, 1996-1999 ..... 12
Figure 4: Potentiel de dilution totale des rejets cumulatifs d'EUT dans les rivières du Canada ..... 14
Figure 5 : Toxicité médiane des EUT ..... 18
Figure 6 : Toxicité médiane des EUT provenant de systèmes de traitement secondaire sur place ..... 19
Figure 7 : Toxicité médiane des EUT non traités provenant de différents types d'usines ..... 20
Figure 8: Réduction théorique de la toxicité des EUT non traités et des EUT soumis à un traitement primaire, selon différents courants ..... 32
Figure 9 : $VEE_{QET}$ par rapport au NP et aux NPE dans la rivière Annapolis, 1999 ..... 35

## LISTE DES ACRONYMES ET DES ABRÉVIATIONS

| | |
|---|---|
| $CE_{50}$ | concentration efficace médiane |
| $CI_{25}$ | concentration inhibitrice provoquant une inhibition de 25 % d'une fonction |
| $CL_{50}$ | concentration létale médiane |
| CMEO | concentration minimale avec effet observé |
| CSEO | concentration sans effet observé |
| CUM | Communauté urbaine de Montréal |
| DBO | demande biologique en oxygène |
| DCO | demande chimique en oxygène |
| EUT | effluent des usines de textile |
| LCPE | *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* |
| LCPE 1999 | *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* |
| MES | matières en suspension |
| LSIP | Liste des substances d'intérêt prioritaire |
| NP | nonylphénol |
| NPE | dérivé éthoxylé ou polyéthoxylé du nonylphénol (catégorie générale) |
| NPnEO | dérivé éthoxylé du nonylphénol, où n = nombre précis de groupes éthoxy |
| QET | quotient d'équivalence toxique |
| SMEEU | station municipale d'épuration des eaux usées |
| $TL_{50}$ | période de temps provoquant un taux de mortalité de 50 % (létalité) |
| UT | unité toxique |
| VCT | valeur critique de la toxicité |
| VEE | valeur estimée de l'exposition |
| $VEE_{QET}$ | valeur estimée de l'exposition toxique basée sur le quotient d'équivalence toxique par rapport au nonylphénol |
| VESEO | valeur estimée sans effet observé |
| YES | yeast estrogen screen (essai mesurant les effets estrogéniques dans la levure) |

## SYNOPSIS

Les effluents des usines de textile (EUT) font référence aux eaux usées rejetées par les usines de textile du Canada qui utilisent des procédés de traitement au mouillé, comme le décreusage, la neutralisation, le désencollage, le mercerisage, le carbonisage, le foulonnage, le blanchiment, la teinture, l'impression et autres procédés de finissage au mouillé. Ils n'incluent pas les effluents produits par les usines qui n'utilisent que des procédés de traitement à sec (cardage, filage, tissage et tricotage), de blanchissage ou de fabrication de fibres synthétiques par des procédés chimiques. Aux fins du présent rapport, les EUT n'incluent pas non plus les émissions atmosphériques, ni les déchets solides.

En 1999, 145 usines de textile utilisant des procédés par voie humide étaient en opération au Canada. La plupart de ces usines étaient situées au Québec (58 %), les autres étant réparties entre l'Ontario (34 %), la Nouvelle-Écosse (3 %), le Nouveau-Brunswick (2 %), la Colombie-Britannique (1 %) et l'Île-du-Prince-Édouard (1 %). La presque totalité des usines canadiennes qui utilisent des procédés au mouillé (96 %) rejettent leurs effluents dans les réseaux collecteurs des municipalités et 99 % de ces effluents sont traités : dans la majeure partie des cas (61 %), les EUT sont soumis à un traitement secondaire; le reste est soumis à un traitement primaire (28 %) ou tertiaire (9 %) et 1 % des effluents est rejeté sans aucune forme de traitement. Le potentiel de dilution des EUT fluctue essentiellement en fonction du volume et du débit du milieu récepteur, et le pourcentage que représentent tous les des EUT rejetés varie de 17 % à 0,00001 % du milieu récepteur.

Les EUT renferment une grande variété de substances chimiques et ils varient considérablement quant à leur pH, leur température, leur couleur et leurs caractéristiques liées à la demande en oxygène. La présente évaluation n'a pas cherché à déterminer dans quelle mesure chaque constituant des EUT contribuait à la toxicité de ces effluents ou aux effets qu'ils produisent sur l'environnement, compte tenu de la complexité d'une telle tâche et du peu de temps et de ressources disponibles. L'évaluation a porté plutôt sur les effets des effluents entiers.

Un certain nombre d'études ont été entreprises à l'appui de la présente évaluation, afin de compléter la base de données limitées sur les effets des EUT sur l'environnement. Les résultats combinés d'une batterie d'essais de toxicité sur l'effluent entier ont démontré que la toxicité des effluents diminue à mesure qu'augmente leur niveau de traitement. Parmi les essais utilisés à cette fin, il convient de mentionner l'essai de létalité aiguë sur la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et sur *Daphnia magna*, l'essai de toxicité sublétale aiguë Microtox® sur *Vibrio fischeri*, l'essai de toxicité sublétale chronique Microtox®, l'essai de toxicité chronique sur *Ceriodaphnia dubia* (survie et reproduction) et l'essai de croissance sur l'algue *Selenastrum capricornutum*. Tous les EUT non traités ont eu des effets sur l'ensemble des organismes d'essai. La toxicité des EUT ayant subi un traitement primaire a été légèrement moindre que celle des effluents non traités. Par contre, la plupart des effluents soumis à un traitement secondaire n'ont eu aucun effet sur les organismes d'essai, à deux exceptions près : il s'agissait dans les deux cas d'effluents déversés dans les réseaux de traitement municipaux. À l'un de ces endroits où le système de traitement des eaux usées ne semblait pas fonctionner de façon optimale, tous les essais de toxicité sur l'effluent entier ont révélé une toxicité pour les organismes aquatiques. À l'autre emplacement, on a observé une inhibition marquée de la

reproduction chez *C. dubia,* mais les trois autres essais n'ont indiqué aucune toxicité pour les organismes aquatiques. Enfin, aucun EUT soumis à un traitement tertiaire n'a provoqué d'effets sur les organismes d'essai.

Les données sur la toxicité aquatique d'échantillons prélevés de milieux recevant des EUT étaient limitées et il n'existait aucune donnée sur la toxicité aquatique d'échantillons prélevés à proximité de points de rejet d'EUT non traités; de plus, un seul emplacement recevant des EUT soumis à un traitement primaire a été étudié. À ce dernier endroit, on a observé une toxicité chronique (survie et reproduction chez *C. dubia*) à 120 m en aval de l'exutoire, et une toxicité aiguë pour la bactérie *V. fischeri* a été décelée à 30 m en aval de l'exutoire. Aucune toxicité aiguë n'a été observée dans les échantillons prélevés de milieux recevant des EUT ayant subi un traitement secondaire ou tertiaire. Un essai biologique sur place a été effectué sur des anodontes du gasparot (*Anodonta implicata*) en cage, à un endroit où étaient déversés des EUT non traités; lors de cet essai, un taux significatif de mortalité a été observé jusqu'à 120 m en aval de l'exutoire. En outre, l'eau interstitielle des sédiments prélevés à différents endroits, sur une distance de 80 m d'un exutoire rejetant des EUT ayant subi un traitement primaire, a inhibé la fécondation chez l'oursin *Lytechninus pictus*. Divers essais de toxicité sur des sédiments prélevés à des endroits recevant des EUT soumis à un traitement secondaire n'ont indiqué aucune toxicité.

Des études ont été faites afin de mesurer les effets des EUT sur les communautés d'invertébrés benthiques; ces études ont été menées à trois endroits recevant respectivement des EUT non traités et des EUT ayant subi un traitement secondaire et tertiaire. Dans le premier cas, des changements dans la structure des communautés ont été observés à une distance de 120 m en aval de l'exutoire des effluents non traités; aucun effet n'a été observé aux deux autres endroits où étaient déversés des EUT ayant subi au préalable un traitement secondaire ou tertiaire dans les installations municipales.

Dans le cas des EUT non traités, les valeurs estimées de l'exposition toxique, basées sur les quotients d'équivalence toxique ($VEE_{QET}$) par rapport au nonylphénol (NP) et aux dérivés éthoxylés (NPE), ont dépassé le seuil de toxicité chronique pour les invertébrés dans 90 % des échantillons et le seuil de toxicité chronique pour les poissons dans 86 % des échantillons. De plus, pour 83 % des échantillons d'EUT non traités, les $VEE_{QET}$ par rapport au NP et aux NPE se situaient dans l'intervalle de toxicité aiguë pour le poisson, les invertébrés et les algues. De même, pour tous les cinq échantillons d'EUT traités par procédé primaire, les $VEE_{QET}$ par rapport au NP et aux NPE se situaient dans l'intervalle de toxicité aiguë pour le poisson et les invertébrés et ces valeurs dépassaient les seuils de toxicité chronique pour ces organismes.

**À la lumière des données disponibles, il est proposé que les effluents des usines de textile pénètrent dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, des effets nocifs sur l'environnement ou sa diversité biologique. En conséquence, il est proposé que les effluents des usines de textile soient considérés « toxiques » au sens de l'article 64 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (LCPE 1999) et que l'on accorde la priorité à l'évaluation des options prévues au titre de la LCPE 1999 en vue de réduire**

**l'exposition à ces substances. Il est en outre recommandé que l'examen des options visant à réduire les risques pour l'environnement se fasse en tenant compte des conditions propres à chaque site. Il y aurait lieu aussi de définir et d'évaluer les possibilités et les technologies offertes en matière de prévention de la pollution et de lutte contre la pollution liées à la gestion des EUT, en portant une attention particulière à l'utilisation et au rejet du nonylphénol (NP) et de ses dérivés éthoxylés. Enfin, comme les rejets de la plupart des usines de textile du Canada sont traités dans les stations municipales d'épuration des eaux usées (SMEEU), il est recommendé que des discussions avec les autorités compétentes (municipales et/ou provinciales) soient amorçées afin de réduire les risques. Ceci peut nécessiter un suivi additionel des effets des effluents des usines de textiles et des effluents municipaux.**

## 1.0 INTRODUCTION

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (LCPE 1999) exige des ministres fédéraux de l'Environnement et de la Santé qu'ils préparent et publient une liste des substances d'intérêt prioritaire (LSIP), identifiant les substances chimiques, les groupes de substances chimiques, les effluents et les déchets, qui peuvent être nocifs pour l'environnement ou constituer un danger pour la santé humaine. La Loi exige également des deux ministres qu'ils évaluent ces substances et qu'ils déterminent si elles sont « toxiques » au sens de l'article 64 de la Loi :

> [...] est toxique toute substance qui pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions de nature à :
> *a*) avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique;
> *b*) mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie;
> *c*) constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine.

Les substances dont l'évaluation révèle la toxicité au sens de l'article 64 peuvent être inscrites dans l'annexe I de la Loi, et on peut envisager, à leur égard, d'éventuelles mesures de gestion du risque, par exemple un règlement, des lignes directrices, des plans de prévention de la pollution ou des codes de pratiques, pour en régir le cycle de vie (de la recherche-développement à l'élimination finale en passant par la fabrication, l'utilisation, l'entreposage et le transport).

D'après l'analyse initiale de l'information facilement accessible, les motifs d'évaluation des effluents des usines de textile (EUT) fournis par la Commission consultative d'experts auprès des ministres sur la deuxième liste des substances d'intérêt prioritaire (Commission consultative, 1995) étaient les suivants :

> Les effluents des usines de textile sont des mélanges complexes de produits chimiques, dont la composition varie non seulement dans le temps mais aussi d'une usine à l'autre. Ces effluents peuvent contenir de fortes concentrations de matières en suspension et de métaux, avoir un pH extrême et des températures élevées. Comme il existe beaucoup d'usines de textile partout au pays, l'exposition à ces substances est répandue. Des études révèlent que ces effluents ont des effets nocifs sur une large gamme d'organismes aquatiques. Une évaluation est donc jugée nécessaire, afin de déterminer la toxicité et l'impact biologique des effluents traités et non traités des usines de textile sur les écosystèmes aquatiques. Cette évaluation devrait inclure également une analyse du devenir et des effets des colorants dans les milieux aquatiques en aval.

On peut obtenir dans un document connexe une description des méthodes utilisées pour évaluer les effets des substances d'intérêt prioritaire sur l'environnement. Ce document, intitulé « Évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire conformément à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, Guide, version 1.0, mars 1997 » (Environnement Canada, 1997), a été publié pour servir de guide à l'évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire au Canada. On peut acheter ce document en le commandant des :

Publications sur la protection de l'environnement
Direction générale de l'avancement des technologies environnementales
Environnement Canada

Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

On peut également l'obtenir par Internet à l'adresse www.ec.gc.ca/cceb1/fre/psap.htm sous le titre de « Guide technique ». Il est à noter que la démarche ici décrite a été modifiée de façon à tenir compte des récents progrès réalisés en ce qui concerne les méthodes d'évaluation du risque et qui seront mentionnés dans les futures versions du guide de l'évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire.

La Commission consultative d'experts auprès des ministres s'est basée uniquement sur les effets des effluents des usines de textile sur l'environnement (en l'occurrence les écosystèmes aquatiques) pour justifier l'inclusion de ces substances dans la deuxième liste des substances d'intérêt prioritaire (Commission consultative d'experts auprès des ministres, 1995). Aussi l'évaluation des EUT a-t-elle porté uniquement sur les effluents liquides rejetés dans les milieux aquatiques, sans inclure les émissions atmosphériques ou les déchets solides. De plus, il est peu probable que la population générale soit exposée directement à des EUT. À la lumière de l'information disponible, il a donc été déterminé qu'il n'y avait pas lieu d'évaluer les effets des EUT sur l'environnement essentiel pour la vie. L'évaluation n'inclut donc pas un examen détaillé du caractère « toxique » des EUT au sens des alinéas 64*b*) et 64*c*) de la LCPE 1999 et elle porte uniquement sur l'examen du caractère « toxique » des EUT en vertu de l'alinéa 64*a*) de la LCPE 1999.

Par ailleurs, un certain nombre d'usines, reliées à l'industrie textile et donc susceptibles de produire certains rejets liquides, ont néanmoins été exclues de la présente évaluation. Ces usines sont définies ci-après :

1. les usines de traitement à sec qui n'utilisent que des procédés de filage, de tissage et de tricotage qui ne requièrent pas l'utilisation d'eau et dont les rejets se limitent aux eaux usées domestiques et aux eaux de lavage de l'équipement (U.S. EPA, 1978; Chen, 1989);
2. les installations de blanchissage qui ne produisent pas de textiles; à noter toutefois que certains produits chimiques utilisés pour la fabrication des textiles peuvent être rejetés durant le blanchissage, avec les détergents et autres produits de nettoyage (SNCI, 1997);
3. les installations qui fabriquent des fibres synthétiques par des procédés chimiques et qui, durant l'étape de caractérisation de la présente évaluation, ont été définies comme n'utilisant pas de procédés de traitement au mouillé (Chen, 1989).

Comme les EUT diffèrent considérablement quant à leurs caractéristiques chimiques et physiques et que ces caractéristiques varient non seulement d'une usine à une autre, mais qu'elles varient également dans le temps à l'intérieur d'une même usine, la présente évaluation porte sur les effluents entiers. Sur la base des justifications données par la Commission consultative d'experts auprès des ministres, un examen a aussi été fait des effets des colorants libérés durant le traitement des textiles. Enfin, comme on savait également que les EUT n'étaient pas tous soumis au même niveau de traitement avant d'être rejetés dans l'environnement, les usines ont été évaluées en fonction du niveau de traitement, afin de déterminer l'efficacité de chacun.

Deux enquêtes ont été menées auprès de l'industrie canadienne du textile, afin de recueillir de l'information pour l'évaluation des EUT. Une première enquête à participation volontaire a été menée en 1997, en collaboration avec l'Institut canadien des textiles, et elle a été suivie, en 1999, d'une enquête obligatoire sous le régime de l'article 16 de la LCPE.

Les stratégies de recherche utilisées pour recueillir les données utiles à l'évaluation des effets potentiels des EUT sur l'environnement sont présentées à l'annexe A. Ces stratégies ont consisté essentiellement en des recherches en ligne dans diverses bases de données en vue d'y trouver des articles pertinents publiés dans le monde entier, ainsi qu'en la consultation de revues scientifiques et spécialisées pendant la durée de l'évaluation. On a aussi cherché à obtenir de l'information sur les effets des EUT auprès des municipalités où se trouvent des usines de textile, ainsi qu'auprès des ministères provinciaux de l'environnement. Toutes les études originales qui ont servi de fondement à l'évaluation du caractère « toxique » des EUT au sens de la LCPE 1999 ont fait l'objet d'un examen critique de la part du personnel d'Environnement Canada.

Un groupe-ressource environnemental a été mis sur pied par Environnement Canada, pour collaborer à la préparation et à la révision des sections du rapport d'évaluation et de la documentation complémentaire (Environnement Canada, 2000) ayant trait à l'environnement. Les membres de ce groupe ont été choisis en fonction de leurs compétences, notamment dans les domaines de la toxicologie, de l'évaluation des effets sur l'environnement et des risques pour l'environnement, ainsi que de leur connaissance de l'industrie textile. Le groupe était composé des membres suivants :

W. Belschner, Institut canadien des textiles
R. Breton, Environnement Canada
K. Doe, Environnement Canada
E. Fédida, Environnement Canada
J. Fraser, *Water Technology International Corporation*
C. Garron, Environnement Canada
T. Helmes, *Ecological and Toxicological Association of Dyes and Organic Pigment Manufacturers*
K. Kennedy, Environnement Canada
T. Leah, Environnement Canada
J. Maguire, Environnement Canada
D. Minns, Conseil national de recherches du Canada
D. Moore, *The Cadmus Group*
H. Motschi, *Ecological and Toxicological Association of Dyes and Organic Pigment Manufacturers*
L. Rutherford, Environnement Canada
A. Schnell, Conor Pacific
J.-P. Thomé, Université de Liège
M. Weltrowski, Centre des technologies textiles

L'évaluation a été dirigée par W.R. Ernst d'Environnement Canada.

L'examen par les pairs du rapport d'évaluation a été réalisé par E. Barry (Institut canadien des textiles), D. Bennie (Institut national de recherche sur les eaux), S. Courtenay (Pêches et Océans Canada) et K. Solomon (Centre de toxicologie de l'Université de Guelph).

Le rapport d'évaluation a été examiné et approuvé par le Comité mixte de gestion de la LCPE, qui réunit des représentants d'Environnement Canada et de Santé Canada.

Le texte du rapport d'évaluation a été structuré de manière à permettre l'examen des effets environnementaux utiles à l'évaluation du caractère « toxique » au sens de l'alinéa 64*a*) de la LCPE 1999.

On peut obtenir un exemplaire du présent rapport d'évaluation, sur demande, à :

L'Informathèque
Environnement Canada
Rez-de-chaussée, Place Vincent-Massey
351, boul. St-Joseph
Hull (Québec)
K1A 0H3

ou sur Internet à l'adresse suivante :

http://www.ec.gc.ca/cceb1/fre/public/index_f.html

On peut obtenir la documentation complémentaire inédite qui renferme des renseignements supplémentaires en s'adressant à la :

Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux
Environnement Canada
14$^{e}$ étage, Place Vincent-Massey
351, boul. St-Joseph
Hull (Québec)
K1A 0H3

## 2.0 RÉSUMÉ DE L'INFORMATION ESSENTIELLE À L'ÉVALUATION DU CARACTÈRE « TOXIQUE » AU SENS DE LA LCPE 1999

### 2.1 Identité et propriétés physico-chimiques

#### *2.1.1 Identité*

Aux fins de la présente évaluation, les EUT désignent les eaux usées qui résultent des procédés de traitement par voie humide, lesquels comprennent généralement les suivants : décreusage, neutralisation, désencollage, mercerisage, carbonisage, foulonnage, blanchiment, teinture, impression ou finissage (Chen, 1989). Crechem Technologies Inc. (1998) et Environnement Canada (2000) fournissent des descriptions de chacun de ces procédés. Les EUT non traités font référence aux eaux usées mixtes de fabrication, qui sont rejetées par une installation. Les EUT soumis à un traitement primaire, secondaire ou tertiaire sont ceux qui sont traités sur place ou dans une station municipale d'épuration des eaux usées (SMEEU). Une définition de chaque type de traitement, étayée de quelques exemples, est présentée à l'annexe B.

Les usines de textile sont habituellement classées en fonction des procédés de fabrication qu'elles utilisent (IEC Ltd., 1982; Chen, 1989). Afin de s'assurer que les catégories utilisées dans le cadre de la présente évaluation représentaient bien l'industrie textile d'aujourd'hui, une analyse de l'industrie textile canadienne a été commandée. Cette analyse a permis d'établir six catégories principales d'usines de traitement au mouillé, définies en fonction du type d'opérations et des produits textiles finis obtenus. Il s'agit des usines de finissage de tricots, de tissés, de tissus de laine, de tapis, de fils et filés et de non-tissés; ces différents types d'usines sont définis plus en détail dans la documentation complémentaire (Crechem Technologies Inc., 1998; Environnement Canada, 2000).

#### *2.1.2 Substances chimiques présentes dans les EUT*

Les usines de textile utilisent une grande variété de produits chimiques dans leurs procédés de traitement au mouillé. Ces produits chimiques incluent des acides, des bases, des sels, des agents mouillants, des retardateurs, des accélérateurs, des détergents, des oxydants, des réducteurs, des développants, des agents de démontage et des apprêts (Chen, 1989; Crechem Technologies Inc., 1998). Un grand nombre de ces produits chimiques ne font pas partie du produit fini et sont éliminés dans les EUT.

Selon les enquêtes auprès de l'industrie textile qui ont été menées par Environnement Canada en 1973-1974, 1981-1982, 1985-1986 et 1998-1999, les polluants organiques susceptibles d'être présents dans les EUT non traités au Canada incluent les suivants : composés alkylphénoliques substitués (4-nonylphénol [4-NP], dérivés éthoxylés du nonylphénol [NPE] et dérivés carboxylés du nonylphénol), benzènes (toluène, éthylbenzène et chlorobenzène), naphtalène, phénol, phénols substitués (chlorophénols, méthylphénol et nitrophénol), chloroéthylènes, chloroéthanes et phtalates (Chen, 1989; Bennie, 1998; Rutherford, 1999). Les polluants organiques identifiés dans les EUT non traités de trois usines des provinces de l'Atlantique appartenaient pour la plupart à l'un des cinq groupes suivants :

- détergents/surfactants (éthoxyéthanol et phénoxyéthanol, éthylhexanol, NP, acylphénoxyéthanols éthoxylés);
- plastifiants (phtalate de diéthyle, phtalate de bis(éthylhexyle));
- véhiculeurs de teinture (benzènes alkylés, monométhylnaphtalène, diméthylnaphtalène et triméthylnaphtalène, biphényles et méthylbiphényles, acide benzoïque, naphtalénol);
- huiles minérales (n-alcanes $C_{10}$–$C_{32}$);
- substances chimiques diverses (méthylpyrolidinone, caprolactame) (Rutherford *et al.*, 1992).

Lors des échantillonnages effectués par Environnement Canada, en 1985-1986, les métaux suivants ont été mesurés dans les effluents rejetés par les usines canadiennes de textile : arsenic, cadmium, chrome, cuivre, plomb, mercure, nickel et zinc (Chen, 1989). En plus des métaux précités, les produits chimiques inorganiques cités par 26 usines de textile, lors de l'enquête à participation volontaire menée en 1997 par Environnement Canada et l'Institut canadien des textiles, incluaient le calcium, le fer et le manganèse (Environnement Canada, 1999a).

Les données sur les concentrations des produits chimiques organiques et inorganiques présents dans les EUT sont indiquées dans la documentation complémentaire (Environnement Canada, 2000).

Les colorants sont largement utilisés par l'industrie textile (U.S. EPA, 1997). Or une quantité substantielle de ces colorants ne se fixe pas aux tissus dans le bain de teinture, le degré de fixation étant largement tributaire du type de colorant utilisé. Voici les proportions non fixées types pour les colorants les plus souvent utilisés : colorant dispersé, 1-12 %; colorant direct, 4-36 %; colorant réactif, 3-45 %; colorant de cuve, 5-30 %; colorant au soufre, 5-40 %; colorant acide, 2-15 %; colorant basique, 1-4 % et complexes métalliques, 2-18 % (Commission européenne, 1996). En plus des colorants résiduels, les eaux de fabrication renferment habituellement des produits chimiques auxiliaires, comme des sels, des surfactants, des solvants usés, des acides et des bases (U.S. EPA, 1997).

### *2.1.3 Propriétés physiques des EUT*

On sait que le pH des EUT non traités affiche des valeurs extrêmes (basique ou acide, selon le procédé utilisé), que la température, la demande biologique en oxygène (DBO) et la demande chimique en oxygène (DCO) de ces effluents sont élevées et qu'ils ont une forte concentration en matières en suspension (Porter *et al.*, 1971; Thompson, 1974; Kothandaraman, 1976; U.S. EPA, 1978; IEC Ltd., 1982; Vaidya et Datye, 1982; Chen, 1989; Watson, 1991; Rao *et al.*, 1992; Rutherford *et al.*, 1992; Mohapatra *et al.*, 1993; PNUE, 1993; Correia *et al.*, 1994). Les EUT se caractérisent également par un niveau élevé de coloration dû à la présence de colorants résiduels qui ne se sont pas fixés aux fibres durant le procédé de teinture. Les propriétés physiques des EUT non traités sont décrites en termes quantitatifs dans la documentation complémentaire (Environnement Canada, 2000).

## 2.2 Caractérisation de la pénétration dans l'environnement

L'information ayant servi à caractériser la pénétration des EUT dans l'environnement au Canada provient essentiellement de l'enquête à participation volontaire de l'industrie qui a été menée par

Environnement Canada et l'Institut canadien des textiles en 1997 et de l'enquête obligatoire menée en 1999 par Environnement Canada, en vertu de l'article 16 de la LCPE. Les résultats de ces deux enquêtes ont été réunis dans une base de données unique (Environnement Canada, 1999a). Le taux de réponse à l'enquête à participation volontaire a été faible (35 %), mais l'avis de participation obligatoire qui a été envoyé à toutes les usines qui n'avaient pas répondu à l'enquête volontaire a permis d'accroître à 100 % le taux de réponse parmi les usines utilisant des procédés de traitement au mouillé. L'information recueillie comporte malgré tout certaines lacunes, du fait que les usines qui ont répondu à l'enquête volontaire n'ont pas toutes fourni toutes les données demandées. Aussi, lorsque des données étaient manquantes, des extrapolations ont été faites à partir des données disponibles, afin que l'information présentée reflète l'ensemble des usines de textile qui utilisent des procédés au mouillé au Canada.

### *2.2.1 Sources*

La présence des EUT dans l'environnement résulte entièrement de l'activité humaine et tous les EUT finissent par être rejetés dans l'environnement, qu'ils soient traités ou non.

En 1999, 145 usines de textile utilisant des procédés au mouillé étaient en activité au Canada. La figure 1 illustre le nombre de ces usines, selon le type (Environnement Canada, 1999a). Comme les données sur le type d'usine n'étaient disponibles que pour 135 des 145 usines existantes, les chiffres indiqués dans cette figure (qui portent sur l'ensemble des usines) ont été obtenus par extrapolation.

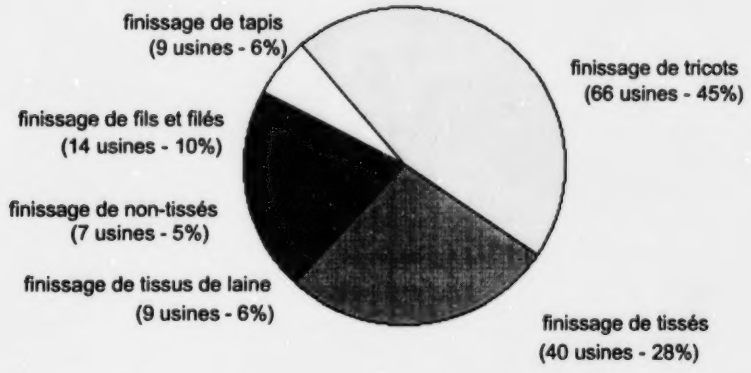



**Figure 1: Usines de traitement au mouillé au Canada, selon le type d'usine**

### *2.2.2 Rejets d'EUT au Canada*

En 1996, quelque 105 000 $m^3$ d'EUT ont été rejetés quotidiennement dans l'environnement canadien (Environnement Canada, 1999a). Comme l'illustre la figure 2, ces rejets ont été faits essentiellement dans des écosystèmes dulçaquicoles (94 % des rejets). Cinq usines ont rejeté leurs effluents dans des

estuaires et trois dans des milieux marins. On signale un seul cas où des EUT ont été rejetés dans des installations septiques au Canada.

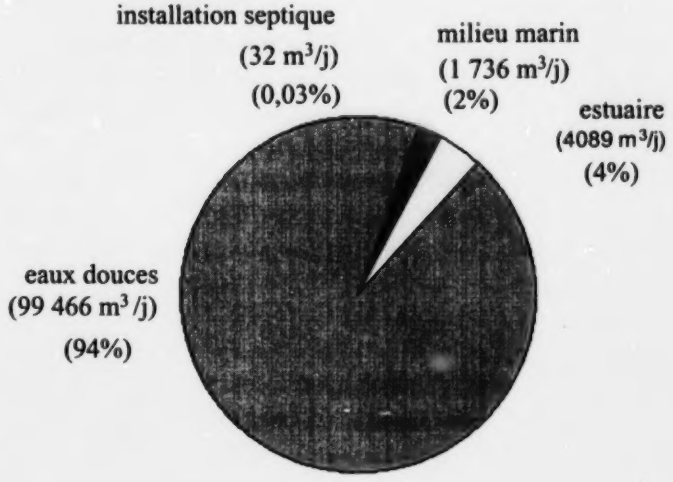



**Figure 2 : Répartition des EUT rejetés dans l'environnement**

La plupart des usines utilisant des procédés au mouillé sont situées au Québec (58 %) et en Ontario (34 %) (tableau 1).

**Tableau 1 : Répartition des usines de textile utilisant des procédés au mouillé, au Canada**

| Province | Nombre d'usines | Pourcentage du total[1] |
|---|---|---|
| Québec | 84 | 58 |
| Ontario | 50 | 34 |
| Nouvelle-Écosse | 5 | 3 |
| Nouveau-Brunswick | 3 | 2 |
| Colombie-Britannique | 2 | 1 |
| Île-du-Prince-Édouard | 1 | 1 |

[1] Les pourcentages ayant été arrondis, leur somme ne correspond pas à 100.

### *2.2.3 Traitement des EUT au Canada*

Seulement six usines (4 %) dépendent entièrement d'installations d'assainissement sur place qui utilisent des procédés de traitement primaire (une usine) ou secondaire (cinq usines). Les 139 autres usines (96 %) rejettent leurs effluents dans les réseaux collecteurs des eaux usées des municipalités et, pour 137 d'entre elles, ces effluents sont soumis à un traitement quelconque. On ne connaît au Canada que deux usines de textile qui rejettent leurs effluents non traités dans l'environnement; dans les deux cas, ces effluents sont recueillis par les réseaux collecteurs municipaux et sont rejetés dans l'environnement

sans traitement. La majeure partie des EUT sont soumis à un traitement secondaire (61 %); les autres font l'objet d'un traitement primaire (28 %) ou tertiaire (9 %) et 1 % des effluents n'est pas traité[1].

Dans la majeure partie des cas, les rejets d'EUT dans l'environnement canadien se font sur une base continue. Ceci est dû principalement au temps de séjour des effluents dans les SMEEU, un procédé qui vise à régulariser les rejets en discontinu provenant de certaines usines de textile. De plus, un grand nombre d'usines qui utilisent des procédés de traitement en discontinu sont elles-mêmes dotées de dispositifs qui régularisent le débit des effluents avant qu'ils ne soient acheminés à la SMEEU. Cependant, lorsque les usines de textile n'effectuent pas de traitements au mouillé durant la fin de semaine, et plus particulièrement lorsqu'elles n'ont pas de dispositif de régularisation du débit sur place, il peut arriver, en début de chaque semaine, que le rendement des stations d'épuration utilisant un procédé biologique demeure inférieur aux normes établies, tant qu'il n'y aura pas rétablissement de la population bactérienne (Belschner, 2000).

La figure 3 illustre le niveau de traitement auquel sont soumis les EUT, dans chaque province. Le nombre élevé d'usines dont les effluents sont traités par procédé primaire au Québec s'explique en grande partie par la présence de 33 usines de textile dans la ville de Montréal, dont les effluents sont acheminés à la principale SMEEU de la Communauté urbaine de Montréal (CUM). Les deux usines dont les eaux usées ne subissent aucun traitement sont l'usine Tricots Godin de Sainte-Anne-de-la-Pérade (Québec) et Nova Scotia Textiles de Windsor (Nouvelle-Écosse).

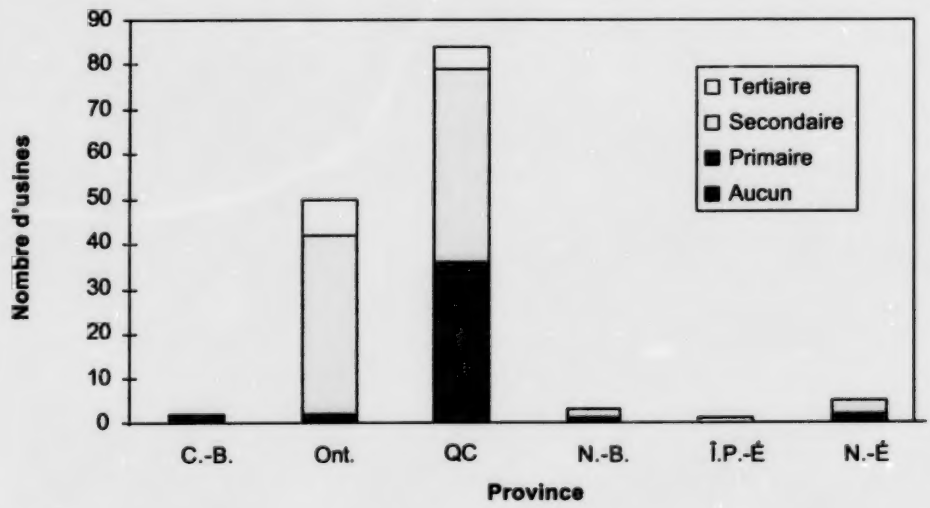



**Figure 3: Niveau de traitement appliqué aux EUT par province, 1996-1999**

[1] Les pourcentages ayant été arrondis, leur somme ne correspond pas à 100.

Des 105 000 $m^3$ d'EUT rejetés quotidiennement dans l'environnement canadien en 1996, 137 $m^3$/jour (0,1 %) l'ont été sans aucun traitement, 31 600 $m^3$/jour (30 %) ont subi au préalable un traitement primaire, 62 800 $m^3$/jour (60 %) ont été soumis à un traitement secondaire et 10 800 $m^3$/jour (10 %), à un traitement tertiaire (Environnement Canada, 1999a).

## 2.3 Caractérisation de l'exposition

### *2.3.1 Devenir des EUT dans l'environnement*

Peu d'études ont été menées dans le but de quantifier le degré de répartition des EUT dans l'environnement. On possède ainsi peu d'information sur les caractéristiques physiques (p. ex. le pH, la température, la DBO, la DCO, la concentration en MES et la couleur) des milieux aquatiques dans lesquels sont déversés des EUT au Canada. Cependant, un phénomène de coloration a été observé dans des plans d'eau recevant des EUT non traités, sur des distances de plusieurs centaines de mètres en aval des points de rejet (Chen, 1989; Rutherford *et al.*, 1992).

### *2.3.2 Présence de colorants dans les EUT*

De même, on possède peu de données sur la présence, la persistance ou le devenir dans l'environnement des colorants qui sont utilisés dans les procédés de traitement au mouillé des textiles, en raison de la difficulté à distinguer les différentes catégories de colorants présents à l'état de traces dans les échantillons prélevés dans l'environnement (Maguire et Tkacz, 1991). Dans la seule étude publiée sur la présence de colorants dans l'environnement au Canada, Maguire et Tkacz (1991) ont décelé des concentrations de trois colorants dispersés dans des échantillons d'eau et de deux colorants dispersés dans des sédiments en aval des points de rejet des EUT dans la rivière Yamaska, au Québec, en 1985-1986. De plus, un produit de dégradation mutagène d'un colorant dispersé a été décelé dans des sédiments, à 6 km en aval de Granby (Québec), une ville où l'on observe une forte concentration d'usines de textile. En 1987, toutefois, à la suite de l'installation de SMEEU dans les principales villes du bassin hydrographique, aucun colorant dispersé n'a été décelé dans les échantillons d'eau prélevés de cette rivière. De même, aucun colorant dispersé n'a été décelé dans plus de 100 échantillons de poisson de cette rivière.

### *2.3.3 Dilution des EUT au Canada*

Le taux de dilution dans les plans d'eau récepteurs est fortement tributaire du volume et du débit du plan d'eau. Cependant, un certain nombre de facteurs — notamment les différences de température ou de densité entre l'effluent et le milieu récepteur, la bathymétrie et l'emplacement du diffuseur — influent sur la dilution initiale (U.S. EPA, 1991).

Comme la plupart des EUT au Canada sont rejetés dans des plans d'eau douce, le potentiel de dilution des divers milieux récepteurs a été estimé en comparant le débit minimal mensuel moyen de la rivière aux taux de rejet des EUT. Le débit minimal mensuel moyen des rivières dans lesquelles sont

déversés des EUT (directement ou par l'entremise de SMEEU) varie de 15 500 à 782 784 000 $m^3$/jour.

Les rejets cumulatifs d'EUT (c.-à-d. le flux combiné de l'ensemble des usines qui rejettent leurs effluents au même exutoire dans un plan d'eau) ont été divisés par le débit de la rivière au point de rejet, puis multipliés par 100, pour déterminer le pourcentage d'effluent dans le plan d'eau récepteur, à dilution complète (figure 4). Cependant, ce calcul n'a été fait que pour les rejets en rivières, car les rejets dans les autres milieux aquatiques se produisent, soit en milieu marin, soit dans de très grands lacs (p. ex., le lac Ontario). Par ailleurs, les dilutions ont été calculées en utilisant le débit minimal mensuel moyen des cinq dernières années des rivières recevant des EUT. Cette mesure a été utilisée de préférence à l'indicateur 7Q2 (faible débit moyen pendant 7 jours consécutifs, avec un intervalle de récurrence moyen d'une fois tous les deux ans ), lequel tient compte des débits extrêmement faibles et peu fréquents qui peuvent survenir durant des périodes de sécheresse exceptionnelles, car l'ensemble de données sur les débits mensuels moyens était plus vaste et que ces valeurs sont plus réalistes. Selon l'indicateur 7Q2 pour le Canada, le taux de dilution le plus prudent est de 17 % d'effluents dans le plan d'eau récepteur, ou un taux de dilution de 83 % des EUT dans la rivière Bourbon, au Québec.

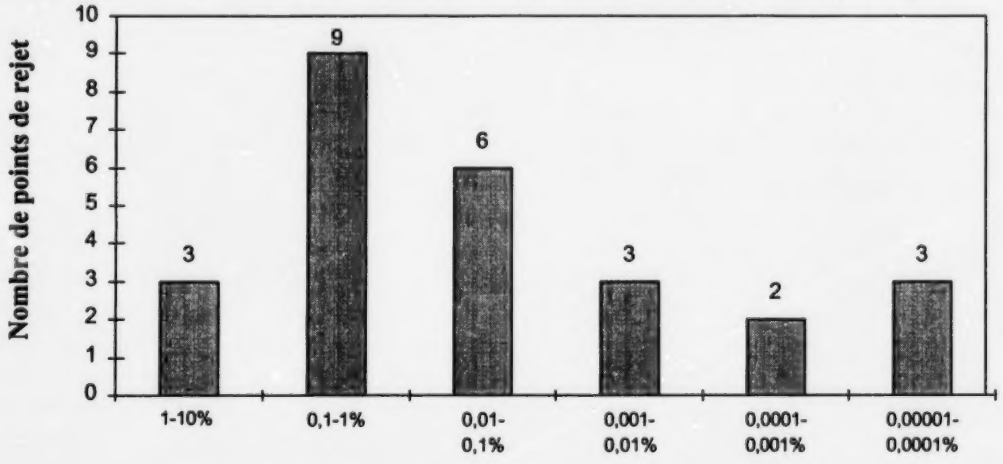



**Figure 4: Potentiel de dilution totale des rejets cumulatifs d'EUT dans les rivières du Canada (Environnement Canada, 1996, 1999a)**

Même si seulement 26 points de rejet sont présentés à la figure 4, ces 26 points incluent les rejets de 71 usines de textile. Quant aux 74 autres usines de textile du Canada, soit que celles-ci rejettent leurs effluents dans un milieu marin ou un grand lac, soit que les données sur le débit minimal mensuel moyen du plan d'eau n'étaient pas disponibles. Dans les cas où les EUT sont rejetés des SMEEU, seul le volume des EUT (et non le volume total rejeté par la SMEEU) a été pris en considération dans les calculs. Même s'il se produit une certaine dilution à la SMEEU avant le rejet des EUT dans le plan d'eau, le fait de baser les calculs uniquement sur le volume des EUT permet d'obtenir

une mesure plus prudente, qui convient mieux à la présente évaluation. Le taux de dilution des EUT dans les SMEEU du Canada varie de 67 % à 99,9999 % (88 % des effluents sont dilués dans une proportion supérieure à 90 % dans les SMEEU).

Afin de déterminer la zone d'influence des EUT dans les milieux récepteurs, un certain nombre de calculs propres au site, de même que des calculs de dispersion hypothétique, ont été faits; ces calculs sont présentés à la section 3.1.2.4.

## 2.4 Caractérisation des effets

Il peut être difficile d'évaluer les effets sur l'environnement de substances complexes comme les EUT, car différents facteurs peuvent intervenir, notamment la répartition et la persistance des différents constituants de ces mélanges, de même que leurs effets d'addition et d'interaction sur les organismes. Pour caractériser les effets des EUT entiers sur l'environnement au Canada, on a utilisé les résultats d'un certain nombre d'études différentes qui sont les méthodes préconisées pour la caractérisation des effets de substances complexes aux fins de l'évaluation des substances de la LSIP (Environnement Canada, 1997). Les études utilisées sont indiquées ci-après :

- essais de toxicité en laboratoire sur des échantillons d'effluents entiers (c.-à-d. toxicité aquatique aiguë et chronique de l'effluent entier, test d'Ames, essais de perturbation des fonctions endocriniennes);
- essais de toxicité ambiante en laboratoire (c.-à-d. toxicité aquatique ambiante, toxicité des sédiments, perturbation du système endocrinien);
- essais de toxicité sur le terrain (c.-à-d. enquêtes sur les communautés de macroinvertébrés benthiques, essai de toxicité aquatique sur place).

La plupart des données ont été recueillies dans le cadre d'études menées expressément à l'appui de la présente évaluation. Le vaste fichier de données sur les concentrations de NP et de NPE dans les EUT a aussi été utilisé pour comparer, d'une part, les valeurs estimées de l'exposition toxique calculées par rapport au nonylphénol ($VEE_{QET}$), pour le NP et les NPE présents dans les EUT non traités et les EUT soumis à un traitement primaire et, d'autre part, les seuils de toxicité connus de ces substances.

### *2.4.1 Toxicité aquatique de l'effluent entier*

La toxicité de l'effluent entier sert à mesurer l'effet toxique global d'un effluent, au moyen d'un test de toxicité sur un échantillon d'effluent n'ayant subi aucun traitement visant à en séparer les composantes toxiques. La toxicité en milieu aquatique peut être déterminée à l'aide d'échantillons d'effluent prélevés au point de rejet, lesquels sont soumis à des essais de toxicité à court (toxicité aiguë) ou à long (toxicité chronique) terme. Les résultats de tels essais de toxicité aquatique sont souvent exprimés en concentrations volumétriques. À titre d'exemple, une $CL_{50}$ après 96 heures de 5 % pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) signifie qu'on a estimé qu'une solution d'essai contenant 5 % de l'effluent à analyser et 95 % d'eau de dilution causerait la mort de 50 % des organismes d'essai (truite

arc-en-ciel), après une exposition de 96 heures. C'est cette méthode de déclaration qui a été utilisée pour la présente évaluation.

On présume généralement que les EUT non traités sont toxiques pour les organismes aquatiques, car on sait que ces effluents contiennent un large éventail de substances chimiques dont bon nombre ont des effets nocifs connus sur l'environnement (Thompson, 1974; U.S. EPA, 1978; Delée *et al.*, 1998; Vandevivere *et al.*, 1998); il est étonnant, cependant, de constater qu'il existe peu d'études publiées qui présentent des résultats détaillés sur la toxicité aiguë et chronique des EUT en milieu aquatique. Au Canada, les études sur la toxicité aquatique des EUT sont peu nombreuses et elles se limitent essentiellement aux quelques enquêtes menées par Environnement Canada (Chen, 1989; Rutherford *et al.*, 1992, 1998; Costan *et al.*, 1993; Rutherford, 1999).

Chen (1989) présente des données sur la toxicité aiguë de sept EUT provenant de différents types d'usines et de procédés de fabrication, pour la truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) et le guppy (*Lebistes reticulatus*). Lors des essais sur la truite arc-en-ciel (conditions non précisées), les valeurs de la $CL_{50}$ après 96 heures, exprimées en concentrations volumétriques d'EUT non traités (tamisés), ont été de 6,9 ± 1,0 % et de 8,8 ± 0,4 % (effluents de deux usines de tapis) et de 14,0 ± 4,0 % pour les effluents d'une usine de finissage de tissus de laine. Dans le cas des EUT soumis à un traitement secondaire, les valeurs déclarées de la $CL_{50}$ après 96 heures pour la truite arc-en-ciel ont été de 80 ± 16 % et de 100 % pour les effluents de deux usines de finissage de tissés et de 100 % pour une usine de finissage de tricots. Les effluents de quatre de ces usines ont été testés de nouveau, quatre ans plus tard, à l'aide de l'essai biologique sur le guppy, et les effluents se sont avérés alors beaucoup moins toxiques ($CL_{50}$ après 96 heures : 70-100 %). Il a été impossible, toutefois, de déterminer clairement si cette réduction de la toxicité était liée à une amélioration du traitement des eaux usées, car il se pourrait que la sensibilité de la truite arc-en-ciel aux substances toxiques diffère de celle du guppy.

Rutherford *et al.* (1992) ont analysé des EUT non traités provenant de trois usines de textile des provinces de l'Atlantique du Canada, au moyen d'une batterie de tests de toxicité. Tous les échantillons testés ont présenté une létalité aiguë pour la truite arc-en-ciel (*O. mykiss*), la $CL_{50}$ après 96 heures étant de 8,2 à 35 % (n = 8) pour les effluents provenant de deux usines de finissage de tissés, et de 35 à 71 % (n = 4) pour les effluents d'une usine de finissage de tricots. De même, tous les échantillons ont démontré une létalité aiguë pour la puce d'eau (*Daphnia magna*), la valeur de la $CL_{50}$ après 48 heures étant de 6,8 à 46 % (n = 16) pour les effluents de deux usines de finissage de tissés et de 8,8 à 35 % (n = 8) pour ceux d'une usine de finissage de tricots. Par ailleurs, tous les échantillons prélevés de l'effluent provenant d'une usine de finissage de tissés ont eu un effet létal aigu sur l'épinoche à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*), la $CL_{50}$ après 96 heures variant de <6,3 à 62 % (n = 4) et tous les échantillons, sauf un, ont démontré une toxicité aiguë pour la bactérie marine, *Vibrio fischeri* selon l'essai Microtox® ($CE_{50}$ après 15 minutes : 2,9 à 61 %; n = 21). Enfin, tous les échantillons ont produit des effets sublétaux, provoquant entre autres une altération de la reproduction chez le cladocère *Ceriodaphnia dubia* ($CI_{50}$ après 7 jours de 1,8 à 8,7 %; n = 6) et une inhibition de la croissance chez l'algue *Selenastrum capricornutum* ($CE_{50}$ après 72 heures variant de 0,10 à 27 %; n = 6).

Selon des études réalisées par Costan *et al.* (1993), un EUT non traité s'est révélé le deuxième effluent le plus toxique (derrière les effluents des usines de pâtes et papiers), parmi les effluents de huit secteurs industriels examinés (pâtes et papiers, raffinage du pétrole, produits chimiques inorganiques, produits chimiques organiques, métallurgie, mines, revêtement métallique et production de textiles). Ces chercheurs ont utilisé pour ce faire un indice calculé à partir des résultats d'une série d'essais biologiques évaluant la toxicité aiguë, sublétale et chronique, à différents niveaux trophiques.

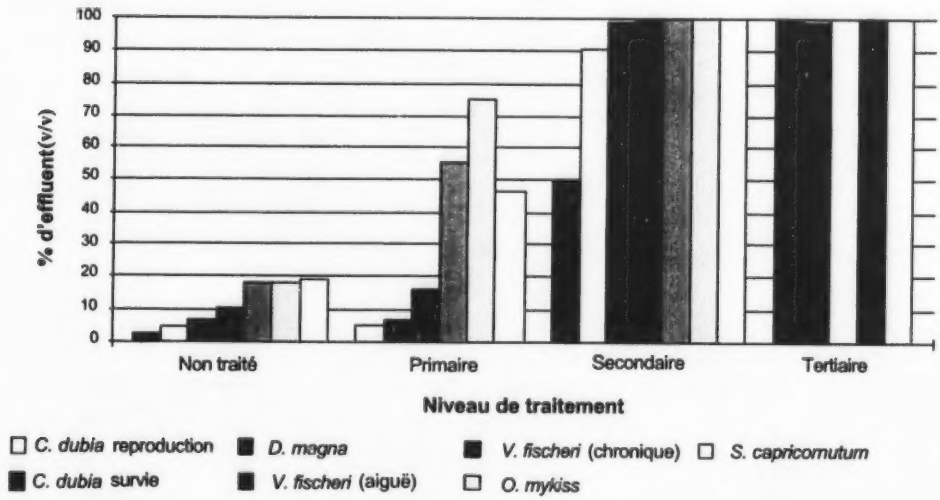
En 1998 et 1999, Environnement Canada a procédé à une évaluation de la toxicité aquatique des EUT traités et non traités provenant de 14 usines de textile de l'Est du Canada (Rutherford *et al.*, 1998; Rutherford, 1999). La plupart des EUT non traités ont démontré une toxicité aiguë pour *V. fischeri* ($CE_{50}$ après 15 minutes variant de 1,9 % à 61 %; n = 26) et tous les EUT non traités ont démontré une létalité aiguë pour *C. dubia* ($CL_{50}$ après 7 jours variant de 3,2 % à 67 %; n = 20) et produit des effets sublétaux, provoquant notamment une altération de la reproduction chez *C. dubia* ($CI_{25}$ après 7 jours : 1,1 % à 21 %; n = 20) et une inhibition de la croissance chez *S. capricornutum* ($CI_{50}$ après 72 heures : 6,0 % à 80 %; n = 20). Le traitement primaire sur place des eaux usées n'a pas atténué la toxicité aiguë des EUT pour les organismes aquatiques, la $CE_{50}$ après 15 minutes pour *V. fischeri* se situant entre 1,3 % et 18 % (n = 6) et la $CL_{50}$ après 7 jours pour *C. dubia* variant de 6,5 % à 18 % (n = 4), ni leur toxicité sublétale ($CI_{25}$ après 7 jours pour *C. dubia* : 2,2 % à 13 %; n = 4 et $CI_{50}$ après 72 heures pour *S. capricornutum* : 35 % à 58 %; n = 2). Dans la plupart des cas, toutefois, le traitement secondaire sur place, le traitement secondaire dans une SMEEU ou le traitement tertiaire dans une SMEEU ont permis d'éliminer la toxicité des EUT en milieu aquatique, à deux exceptions près. Dans les deux cas, il s'agissait d'effluents traités dans des SMEEU utilisant un procédé secondaire; l'une de ces stations d'épuration ne semblait pas fonctionner de façon optimale, ce qui explique le niveau de traitement relativement faible.

Les annexes C et D présentent un résumé de toutes les données, publiées et inédites, compilées par Environnement Canada et les entreprises sur la toxicité en milieu aquatique, respectivement des EUT non traités et traités. Ces données sont présentées dans la documentation complémentaire sur l'évaluation des EUT en vertu de la LCPE (Environnement Canada, 2000).

La figure 5 illustre la toxicité médiane des EUT, établie à partir de la base de données sur la toxicité de l'effluent entier. Les médianes sont utilisées ici, car les données sur la toxicité n'affichent pas une distribution normale (Gad, 1999). La base de données sur la toxicité de l'effluent entier a été compilée à partir des résultats d'essais de toxicité en milieu aquatique sur des échantillons d'EUT non traités et d'EUT soumis à des traitements primaire, secondaire et tertiaire. Les échantillons d'EUT non traités ont été prélevés aux usines mêmes et ils représentent les eaux usées mixtes de fabrication prélevées avant tout traitement subséquent ou déversées directement dans l'environnement. Les échantillons d'EUT traités par procédé primaire et secondaire ont été recueillis aux installations de traitement des eaux usées de l'usine de textile ou aux SMEEU, avant leur rejet dans l'environnement. Enfin, les échantillons d'EUT ayant subi un traitement tertiaire ont tous été prélevés aux SMEEU, là aussi avant leur rejet dans l'environnement. Tous les échantillons d'EUT non traités ont produit des effets létaux ou sublétaux sur l'ensemble des organismes testés. La toxicité des EUT ayant subi un traitement primaire a été légèrement moindre. La plupart des échantillons prélevés d'une SMEEU

utilisant un procédé secondaire (à l'exception des échantillons provenant de deux SMEEU utilisant un procédé secondaire) et tous les échantillons d'eaux usées contenant des EUT et traitées par procédé tertiaire n'ont démontré aucune toxicité aiguë ou sublétale. À la lumière des résultats obtenus, il semble que les systèmes de traitement secondaire ou tertiaire basés sur des procédés biologiques aérobies, qui sont bien conçus et qui fonctionnent adéquatement, éliminent la toxicité aiguë et chronique des EUT en milieu aquatique.

L'analyse statistique des différences entre la toxicité des différents types d'EUT, selon le test de Kruskal-Wallis, indique que les EUT non traités et les EUT traités par procédé primaire affichent une toxicité nettement plus élevée ($p < 0,05$) que les EUT ayant subi un traitement secondaire ou tertiaire. Les essais de toxicité aiguë sur la truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) et *D. magna* ont par ailleurs révélé des différences significatives entre les EUT non traités et ceux soumis à un traitement primaire (test de Kruskal-Wallis, $p < 0,05$); par contre, aucune différence significative n'a été décelée entre les essais de toxicité sublétale sur *C. dubia* et *S. capricornutum* et les tests de toxicité aiguë Microtox® ($p > 0,05$), ce qui indique que les caractéristiques de toxicité des EUT soumis à un traitement primaire sont similaires à celles des EUT non traités.

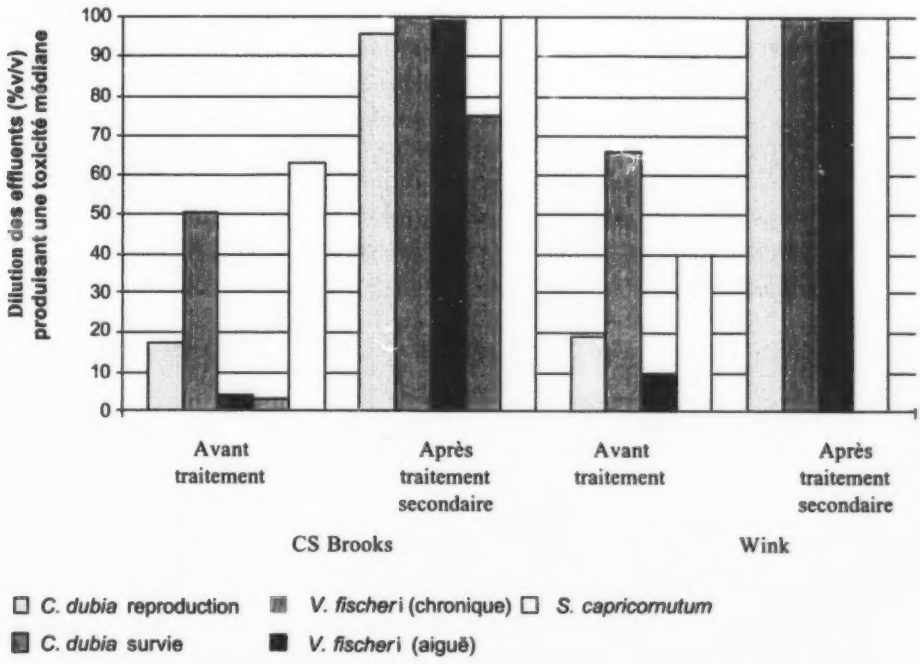



Nota : Les médianes représentées par un pourcentage d'effluents de 100 % n'ont démontré aucune toxicité décelable.

**Figure 5 : Toxicité médiane des EUT**

La figure 6 compare la toxicité médiane des EUT prélevés de deux systèmes de traitement secondaire des eaux usées installés sur place, dans les usines C.S. Brooks et Wink Industries, à la toxicité des EUT avant traitement. On remarque que les EUT non traités ont des effets létaux ou sublétaux sur tous les organismes testés, mais que ces effets sont pratiquement tous éliminés par un

traitement secondaire. Ces données fournissent une indication directe des avantages relatifs du traitement biologique des EUT, les résultats des essais de toxicité à ces endroits n'étant pas influencés par les effets de dilution ou autres facteurs de confusion susceptibles d'être présents aux SMEEU. Selon Zaloum (1987) et Chen (1989), les EUT ayant subi un traitement secondaire au Canada n'ont pas provoqué de létalité aiguë chez le poisson.




Nota : Les médianes représentées par un pourcentage d'effluents de 100 % n'ont démontré aucune toxicité décelable.

**Figure 6 : Toxicité médiane des EUT provenant de systèmes de traitement secondaire sur place**

La figure 7 illustre la toxicité médiane des EUT non traités provenant de cinq différents types d'usines. Les effluents des usines de finissage de non-tissés n'ont pas été évalués, car le volume d'eaux usées produit par ce type d'usines est nettement inférieur à celui des cinq autres. Tous les échantillons d'EUT non traités ont démontré des effets létaux aigus ou des effets sublétaux sur l'ensemble des organismes testés, quel que soit le type d'usines. L'analyse statistique des données n'indique aucune différence significative quant à la toxicité des EUT non traités selon le type d'usines (test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$), si ce n'est un plus faible degré de toxicité aiguë des effluents des usines de finissage de tissés, selon les tests Microtox®. Cette différence statistiquement significative a été déterminée à l'aide des tests a posteriori de Mann-Whitney (test U). Les données indiquent que, malgré la complexité

chimique des EUT dont les constituants peuvent varier d'une usine à une autre et même dans le temps à l'intérieur d'une même usine, la grande toxicité des EUT non traités ressort de manière constante.

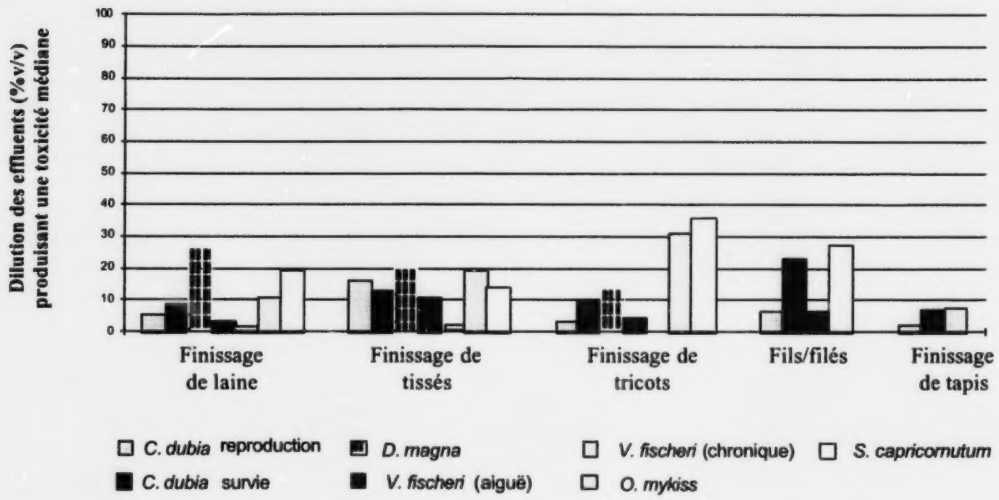



**Figure 7 : Toxicité médiane des EUT non traités provenant de différents types d'usines**

Des analyses de corrélation produit-moment de Pearson ont été faites à partir des données de toxicité de l'effluent entier, basées sur une série de tests de toxicité sur des échantillons prélevés à différents endroits (Rutherford *et al.*, 1998; Rutherford, 1999). Les résultats indiquent une forte corrélation positive entre l'essai de toxicité aiguë Microtox®, l'essai de survie et de reproduction sur *C. dubia* et l'essai d'inhibition de la croissance chez *S. capricornutum* (valeurs de R variant de 0,81 à 0,95; $p < 0,05$; $n = 34$), ce qui démontre que ces tests pourraient être utilisés de manière interchangeable comme prédicteurs de la toxicité (Environnement Canada, 2000). Le test de toxicité chronique Microtox® s'est avéré le plus sensible (plus faible concentration minimale avec effet observé [CMEO] – 0,06 %), suivi de près de l'essai de reproduction sur *C. dubia* ($CI_{25}$ minimale après 7 jours : 1,1 %). Selon d'autres analyses faites sur des EUT non traités, *S. capricornutum* est l'organisme d'essai le plus sensible aux EUT (Walsh *et al.*, 1980; Rutherford *et al.*, 1992).

### *2.4.2 Toxicité aquatique ambiante*

Les données canadiennes provenant d'essais de toxicité sur des échantillons prélevés de milieux aquatiques recevant des EUT sont limitées et on ne possède aucune donnée pour des milieux qui reçoivent des EUT non traités.

Rutherford (1999) a prélevé des échantillons d'eau de rivière dans le panache des effluents, à diverses distances en aval de cinq points de rejet d'EUT, dont un effluent avait subi au préalable un

traitement primaire sur place (usine Britex de Bridgetown, Nouvelle-Écosse), trois avaient été soumis à un traitement secondaire à une SMEEU (usine CookshireTex de Cookshire, au Québec, Les Industries Troie de Saint-Pamphile (Québec) et l'usine Lainages Victor de Saint-Victor au Québec) et un avait subi un traitement tertiaire à une SMEEU (Coats Bell, Arthur (Ontario)). La toxicité aiguë des échantillons a été évaluée sur une bactérie marine, *V. fischeri*, à l'aide du test Microtox®. À l'un des sites d'échantillonnage où l'on a observé une toxicité ambiante, d'autres échantillons ont été prélevés ultérieurement et ils ont été analysés à l'aide du test Microtox® et de l'essai sur *C. dubia* (survie et reproduction).

Selon Rutherford (1999), la $CE_{50}$ après 15 minutes pour *V. fischeri* a varié de 23 % à 32 % (n = 3) à deux périodes d'échantillonnage, pour des échantillons prélevés dans la rivière Annapolis (Nouvelle-Écosse) à 30 m d'un point de rejet d'EUT traités sur place par procédé primaire. Aucune toxicité aiguë n'a été décelée dans des échantillons prélevés à des distances de 60, 120 ou 240 m de l'exutoire, ni à une station de contrôle située en amont. Une toxicité chronique pour les organismes aquatiques a aussi été observée jusqu'à 120 m en aval de l'exutoire ($CL_{50}$ après 7 jours pour la survie de *C. dubia* variant de 61 % à >100 %, n = 2; $CI_{25}$ inhibant la reproduction chez *C. dubia* après 7 jours : 30 % à 40 %, n = 2). Aucune toxicité aiguë n'a été observée dans les échantillons d'EUT prélevés de trois plans d'eau recevant des EUT soumis à un traitement secondaire et d'un autre recevant des eaux usées traitées par procédé tertiaire.

### *2.4.3 Toxicité aquatique sur place*

Une seule étude canadienne comportant des essais de toxicité sur place d'un EUT non traité rejeté dans l'environnement a été relevée; il convient de préciser que l'objectif de cette étude était de mesurer l'absorption de contaminants par les organismes exposés. En octobre 1990, un taux de mortalité de 100 % a été observé chez les anodontes du gasparot *Anodonta implicata* durant une période d'exposition d'un mois, sur une distance atteignant jusqu'à 120 m en aval de Stanfield's, sur la rivière Salmon, en Nouvelle-Écosse. À trois postes d'échantillonnage (situés à 30, 50 et 100 m), la totalité des mollusques sont morts et un taux de mortalité de 60 % a été observé à 120 m en aval de l'exutoire, en juin 1991. À la station de contrôle située en amont, par contre, la totalité des mollusques ont survécu durant la période d'exposition d'un mois, selon les relevés effectués en octobre 1990 et juin 1991.

### *2.4.4 Toxicité des sédiments*

Au Canada, une seule étude a examiné la toxicité des sédiments dans les plans d'eau récepteurs, à proximité d'usines de textile. Ainsi, dans le cadre d'une étude visant à déterminer la présence de chlorobenzènes dans les sédiments dulçaquicoles et marins et la toxicité de ces substances, Rutherford *et al.* (1995) ont prélevé des sédiments dans les plans d'eau récepteurs, à proximité de trois usines de textile dotées de leur propre système d'assainissement. À l'usine Britex de Bridgetown (Nouvelle-Écosse), une usine de finissage de tissés utilisant un système de traitement primaire, des sédiments prélevés à environ 10 m de l'exutoire de l'usine se sont révélés toxiques pour *V. fischeri* lors de l'essai Microtox® en phase solide ($CI_{50}$ après 10 minutes : 790 mg/kg), mais les sédiments prélevés à des distances d'environ 40 et 80 m de l'exutoire n'ont pas eu d'effets toxiques. Par contre, l'eau

interstitielle provenant des sédiments prélevés à ces deux endroits s'est avérée toxique pour l'oursin (*Lytechninus pictus*) lors de l'essai de fécondation des oursins ($CI_{25}$ après 20 minutes : 29 % et 51 % respectivement aux deux endroits), mais aucun effet toxique n'a été observé sur l'amphipode marin *Corophium volutatori* à tous les postes d'échantillonnage (le plus près étant situé à 10 m du point de rejet). À l'usine C.S. Brooks de Magog (Québec) – une usine de finissage de tissés utilisant un système de traitement secondaire et rejetant ses effluents dans une rivière – les sédiments prélevés en aval n'ont eu aucun effet sur la survie lors des essais effectués sur les chironomes *Chironomus riparius* et *C. tentans*, l'amphipode *Hyallella azteca*, l'éphémère *Hexagenia limbata* et le ver oligochète *Tubifex tubifex*. À l'usine Wink Industries de Caraquet (Nouveau-Brunswick), une usine de finissage de tissés avec système de traitement secondaire qui rejette ses effluents en milieu marin, les échantillons de sédiments n'ont pas eu d'effets toxiques pour *V. fischeri* (essai Microtox®), l'oursin *L. pictus* ou l'amphipode marin *Amphiporeia virginiana*; pour ces dernières analyses, le poste d'échantillonnage le plus près était situé à 8 m du point de rejet.

### *2.4.5 Impacts sur les communautés de macroinvertébrés benthiques*

Au Canada, une seule étude traite des effets des EUT non traités sur les organismes aquatiques présents dans les plans d'eau récepteurs. Rutherford *et al.* (1992) font état d'une réduction statistiquement significative de l'abondance et de la diversité des macroinvertébrés benthiques à des postes d'échantillonnage situés dans la trajectoire du panache des effluents d'une usine de finissage de tricots rejetant ses effluents non traités dans une rivière. En octobre 1990, ces chercheurs ont constaté que l'abondance de 13 taxa sur 14 étaient beaucoup moins élevée à quatre postes d'échantillonnage situés jusqu'à 120 m en aval qu'à la station témoin (test T de Dunnett, $p < 0,05$). Durant un autre relevé fait en juin 1991, ils ont constaté que 5 taxa sur 7 étaient nettement moins abondants aux postes d'échantillonnage exposés aux effluents qu'à la station témoin (test T de Dunnett, $p < 0,05$). Lors de ces deux relevés, les chercheurs ont remarqué que le nombre moyen de taxa était nettement moins élevé à tous les postes d'échantillonnage exposés qu'à la station témoin située en amont (test T de Dunnett, $p < 0,05$). Dans les deux cas, les effets biologiques des effluents ne se sont pas avérés spécifiques à un groupe particulier d'organismes, les insectes aquatiques (phryganes, éphémères, coléoptères et chironomes), les escargots et les sangsues étant tous touchés par les rejets d'EUT non traités. Par ailleurs, les effets observés étaient caractéristiques de la réaction d'une communauté à des polluants toxiques, et non à un enrichissement en matières nutritives, la réduction de la diversité et de l'abondance des macroinvertébrés benthiques se manifestant selon un gradient variant d'après la distance par rapport à l'exutoire.

Aucune étude canadienne examinant les effets des rejets d'EUT soumis à un traitement primaire sur les communautés de macroinvertébrés benthiques n'a été relevée.

À Saint-Victor (Québec), des échantillons d'invertébrés benthiques ont été prélevés dans la rivière Lebras, en juillet 1999, en aval d'une SMEEU utilisant un système de traitement secondaire (Rutherford, 1999). Quelque 75 % des influents de cette station d'épuration proviennent de l'usine Lainages Victor, une usine de finissage de tissus de laine qui constitue la principale industrie de la ville. L'échantillonnage par filet Surber n'a révélé aucune différence significative quant à la diversité des taxa,

entre les postes situés à des distances de 2 m à 300 m en aval du point de rejet et la station témoin en amont de l'exutoire (test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$). De même, aucune différence significative n'a été observée, pour ce qui est de l'abondance des invertébrés benthiques, entre les stations d'échantillonnage en aval et en amont, sauf lorsque l'abondance de ces organismes à 20 m en aval de l'exutoire a été comparée à celle observée à la station témoin située 10 m en amont (test de Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). Dans ce dernier cas, il semble que l'augmentation du nombre de chironomes (organismes tolérants dont la présence est souvent associée à un enrichissement en matières nutritives du milieu récepteur), observée au poste d'échantillonnage situé 20 m en aval, soit responsable de l'abondance accrue en aval de l'exutoire.

À Arthur (Ontario), des échantillons d'invertébrés benthiques ont été prélevés en avril 1999 à l'aide du filet Surber, dans la rivière Conestogo, en aval d'une SMEEU utilisant un procédé de traitement tertiaire (Rutherford, 1999); 30 % environ des influents de cette station proviennent de l'usine Coats Bell, une usine de finissage de fils et filés (Letson, 1999). Aucune différence significative entre les stations d'échantillonnage en aval (2, 15, 80 et 280 m) et les stations témoins n'a été observée, quant à la diversité ou à l'abondance des macroinvertébrés benthiques (test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$).

### *2.4.6 Perturbation du système endocrinien*

Afin de déterminer si les EUT peuvent provoquer une perturbation du système endocrinien chez les organismes qui y sont exposés dans l'environnement, des échantillons d'EUT traités et non traités, ainsi que des échantillons de plans d'eau recevant des EUT, ont été prélevés en 1999 et analysés en regard de leur action perturbatrice des fonctions endocriniennes selon l'essai YES (mesure de l'activité estrogénique dans la levure) (Burnison *et al.*, 1999).

Les résultats obtenus indiquent que certains EUT non traités (trois de six échantillons prélevés à six emplacements) et EUT soumis à un traitement primaire sur place (un de deux échantillons prélevés à deux emplacements) ont démontré des propriétés estrogéniques, mais non les autres. Une activité estrogénique a aussi été décelée dans des échantillons de plans d'eau recevant des EUT ayant subi un traitement primaire sur place. Bien qu'une certaine activité estrogénique ait été décelée dans les effluents de SMEEU traitant des EUT, on ignore ici si d'autres sources auraient pu contribuer à cette activité estrogénique (p. ex. des hormones estrogènes présentes dans les eaux d'égout brutes). La signification des réactions estrogéniques sur les organismes individuels ou les populations faisant l'objet de vifs débats au sein de la collectivité scientifique, on ne connaît pas pour l'instant les effets environnementaux dus aux composés estrogéniques dans les échantillons d'EUT.

### *2.4.7 Mutagénicité des EUT*

Rutherford *et al.* (1992) ont évalué les effets mutagènes d'échantillons d'EUT non traités, provenant de trois usines de textile des provinces de l'Atlantique du Canada. Les tests d'Ames effectués sur six échantillons d'EUT non traités ont révélé une mutagénicité variant de légère à forte dans tous les échantillons, selon l'essai de mutation ponctuelle ou l'essai par dilution sur plaque, avec les souches TA97, TA98, TA100 et TA102 de *Salmonella typhimurium*. Certaines différences ont été observées

quant aux types apparents de mutagénicité associés à chaque échantillon; ainsi, certains échantillons ont présenté une mutagénicité pour une souche particulière, tandis que d'autres échantillons se sont avérés mutagènes pour une ou plusieurs souches. Ces résultats laissent croire à la présence de plus d'un mutagène dans les échantillons. D'autres études ont également démontré l'activité mutagène des EUT (Brookman, 1980a,b).

### *2.4.8 Effets des colorants présents dans les EUT*

Aucune étude canadienne examinant les effets des colorants en milieu aquatique n'a été relevée.

Bien que la plupart des colorants textiles soient peu toxiques pour les organismes aquatiques (U.S. EPA, 1997), le rejet d'EUT fortement colorés, non traités ou partiellement traités, peut nuire à l'aspect esthétique du plan d'eau récepteur et risque également d'altérer la transparence de l'eau et le coefficient de solubilité ce qui peut avoir une incidence négative sur le biote aquatique (Banat *et al.*, 1996; Kennedy *et al.*, 1999). Les systèmes traditionnels de traitement des eaux usées basés sur des procédés par les boues activées n'éliminent pas la couleur dans les EUT, que ceux-ci soient traités sur place ou qu'ils soient dilués avec les eaux usées domestiques à la SMEEU (Vandevivere *et al.*, 1998). Une coloration a été observée dans des plans d'eau canadiens recevant des EUT non traités et partiellement traités (Chen, 1989; Rutherford *et al.*, 1992; Rutherford, 1999).

Bien qu'il soit difficile de déterminer de façon précise si les colorants utilisés par l'industrie textile posent un problème pour les écosystèmes aquatiques, vu l'absence de données sur les colorants présents dans l'environnement canadien, la méthode basée sur l'effluent entier qui a été utilisée pour la présente évaluation devrait permettre néanmoins de s'assurer que tout effet toxique des colorants, qui sont un des constituants des EUT, sera pris en considération dans la caractérisation du risque de ces effluents.

## 3.0 ÉVALUATION PROPOSÉE DU CARACTÈRE « TOXIQUE » AU SENS DE LA LCPE 1999

### 3.1 LCPE 1999, 64*a*) : Environnement

L'évaluation du risque a été fondée principalement sur les méthodes exposées dans Environnement Canada (1997). L'analyse des voies d'exposition, puis la détermination des récepteurs sensibles, ont servi à sélectionner les paramètres de mesure pour l'évaluation environnementale (les paramètres de mesure sont des expressions explicites de la valeur environnementale réelle à protéger). Ces paramètres reflètent les priorités sociales et écologiques et sont exprimés d'une manière qui en permet l'évaluation par un processus scientifique objectif (Menzie *et al.*, 1996). Une approche par niveau a ensuite été utilisée pour estimer la probabilité que les substances d'intérêt prioritaire aient un effet négatif sur les paramètres de mesure choisis. Dans le cas de substances complexes comme les EUT, l'approche par niveau utilisée pour l'évaluation des substances individuelles a été modifiée au besoin, et une méthode fondée sur le poids de la preuve a été utilisée (Environnement Canada, 1997).

Dans l'approche utilisée, un quotient a été calculé en divisant la valeur estimée de l'exposition (VEE) par la valeur estimée sans effet observée (VESEO), cette dernière valeur étant obtenue en divisant la valeur critique de la toxicité (VCT) par un coefficient. Lorsque le quotient était inférieur à un, on en a conclu que la substance ne posait pas de risque important pour l'environnement au Canada, et aucune autre quantification des risques n'a été effectuée. Lorsque le quotient était supérieur ou égal à un à l'égard d'un paramètre de mesure donné, nous avons alors procédé, pour ce paramètre, à une analyse visant à quantifier de façon plus précise l'ampleur du risque. Pour ce faire, des prévisions sur la dispersion du panache ont été établies pour déterminer la zone d'influence spatiale des EUT rejetés en milieu aquatique, et une analyse fondée sur le poids de la preuve a été menée conformément au protocole défini par Menzie *et al.* (1996).

#### *3.1.1 Paramètres de mesure*

Comme la présente évaluation porte uniquement sur le milieu aquatique, seuls des paramètres de mesure en milieu aquatique ont été utilisés. Cependant, en raison de la complexité chimique des EUT et de la probabilité que les composantes de ces effluents se séparent entre les sédiments et l'eau en milieu aquatique, plusieurs paramètres de mesure ont été utilisés pour s'assurer que la détermination du risque pour le biote aquatique soit la plus complète possible.

Les paramètres de mesure utilisés sont définis ci-après :

- au niveau de la communauté — biodiversité des macroinvertébrés benthiques, comme mesure de l'intégrité écologique;
- au niveau de la population — abondance des espèces aquatiques sensibles, et
- au niveau de l'individu — effets sur la physiologie, la reproduction, la croissance et le système endocrinien.

L'évaluation du premier paramètre (biodiversité des macroinvertébrés benthiques) a été basée sur des études sur le terrain ayant pour but de déterminer l'abondance et la diversité de ces macroinvertébrés dans les milieux aquatiques recevant des EUT. Les effets potentiels des EUT sur les populations ont été évalués à l'aide d'essais de toxicité aiguë et chronique sur des échantillons d'effluents entiers et d'eau des milieux récepteurs, d'essais de toxicité aiguë et sublétale sur des échantillons de sédiments prélevés dans les milieux récepteurs et d'essais de toxicité sur place, ainsi qu'à partir des valeurs de la $VEE_{QET}$ par rapport au NP et aux NPE pour l'effluent entier et les milieux récepteurs. Enfin, les effets physiologiques et biochimiques des EUT (effets sur l'individu) ont été évalués au moyen de tests comme l'essai YES sur des échantillons d'effluents entiers et des milieux récepteurs et d'essais de mutagénicité sur l'effluent entier.

### *3.1.2 Caractérisation du risque pour l'environnement*

Des EUT sont déversés en quantités appréciables dans l'environnement canadien. Cependant, le volume des rejets varie considérablement d'une usine de textile à une autre et il en va de même du volume et du potentiel de dilution des milieux aquatiques qui reçoivent ces effluents. Par ailleurs, bien que la plupart des usines utilisent des procédés en discontinu, le temps de séjour des EUT dans les SMEEU a tendance à atténuer l'effet des pratiques de rejet en discontinu. De plus, un grand nombre d'usines de textile sont dotées de dispositifs de régularisation du débit qui réduisent encore davantage l'effet des rejets en discontinu des EUT aux SMEEU. La capacité de dilution des milieux récepteurs varie en outre considérablement selon la saison, ce qui a pour effet de modifier la zone d'influence spatiale des rejets. En 1999, la majeure partie des EUT (99 %) ont été soumis à un traitement quelconque avant d'être rejetés dans l'environnement, ce traitement étant effectué principalement dans une SMEEU, bien qu'une certaine proportion d'usines (4 %) disposaient de leurs propres systèmes de traitement des effluents. Une faible proportion (1 %) d'usines ont rejeté leurs EUT bruts directement dans les milieux aquatiques.

L'exposition des organismes aquatiques aux EUT a été estimée à partir des résultats des essais de toxicité de l'effluent entier et du milieu ambiant, ainsi que des valeurs de la $VEE_{QET}$ pour le NP et les NPE présents dans les échantillons du milieu ambiant prélevés à différents endroits dans les plans d'eau récepteurs. Des prévisions sur la dispersion du panache ont également été faites pour un nombre limité d'emplacements, pour mieux définir la « zone d'influence » des EUT, c'est-à-dire la zone d'exposition des organismes aquatiques.

L'analyse des résultats de sept différents essais de toxicité létale et sublétale, sur l'effluent entier de différents types d'usines, n'indique dans l'ensemble aucune différence significative quant à la toxicité des EUT bruts produits par les différents types d'usines, à une exception près. La seule exception est l'effluent des usines de finissage de tissés, dont la toxicité s'est avérée nettement moindre selon les résultats d'un test de toxicité aiguë Microtox®. La caractérisation du risque a donc été faite pour l'ensemble des usines, et non pour chaque type envisagé séparément. En revanche, comme l'analyse des données a révélé une différence significative dans la toxicité des effluents, selon le niveau de traitement des eaux usées, les risques ont été estimés pour les quatre niveaux de traitement suivants :

aucun traitement et traitements primaire, secondaire et tertiaire.

3.1.2.1 Aperçu de l'approche utilisée pour déterminer les quotients de risque

Comme l'évaluation des EUT est basée sur l'effluent entier, la VEE devant servir à déterminer les quotients de risque a été basée sur le pourcentage de dilution de l'effluent entier. La VESEO, elle, a été calculée à partir d'un paramètre de toxicité sensible approprié (VCT), auquel un coefficient a été appliqué pour tenir compte des incertitudes qui résultent notamment d'une extrapolation à partir des résultats d'essais en laboratoire, des variations de sensibilité entre les espèces et chez une même espèce, ainsi que des doutes quant à la pertinence écologique du paramètre de mesure choisi.

Pour l'évaluation de niveau 1, on a estimé que la VEE correspondait à un pourcentage de 17 % d'effluent dans le milieu récepteur. Cette valeur est basée sur le plus faible ratio entre le débit de la rivière et le débit cumulatif de l'usine pour l'ensemble des rejets d'EUT au Canada. Le débit de la rivière, qui a servi aux présents calculs, est l'indicateur 7Q2 (faible débit moyen pendant 7 jours consécutifs, avec un intervalle de récurrence moyen d'une fois tous les deux ans), car on a jugé que ces données étaient les plus prudentes pour la caractérisation du risque. Contrairement aux débits minimums mensuels moyens, le 7Q2 tient compte des débits extrêmement faibles et peu fréquents qui peuvent survenir durant des périodes de sécheresse exceptionnelle. L'indicateur 7Q2 qui a été utilisé est celui de la rivière Bourbon, au Québec, car il représente le plus faible potentiel de dilution dans l'ensemble du Canada. Cette rivière reçoit les eaux usées de la SMEEU de Plessisville (procédé de traitement secondaire), qui traite les effluents de trois usines de textile.

La VESEO a été calculée à partir de la VCT pour un des paramètres de toxicité sublétale les plus sensibles pour l'effluent entier, en l'occurrence la $CI_{25}$ après 7 jours sur la reproduction de *C. dubia*. Les essais sur ces organismes se sont révélés sensibles aux effets des EUT (valeur médiane de la $CI_{25}$ après 7 jours : 4,7 %). En fait, les dosages biologiques Microtox® (toxicité chronique) se sont révélés légèrement plus sensibles que les essais de reproduction sur *C. dubia*; il a néanmoins été décidé de choisir les essais sur *C. dubia*, car l'ensemble de données disponibles était plus vaste et que cet organisme est représentatif des principaux éléments de la chaîne alimentaire dans les milieux récepteurs d'eau douce du Canada. La $CI_{25}$ après 7 jours indiquant la toxicité maximale pour chaque niveau de traitement a été choisie, car on a jugé que cette valeur se rapprochait du seuil d'effets sublétaux. Un coefficient de 2,6 a été utilisé pour convertir la VCT en VESEO, ce coefficient ayant été obtenu en calculant le niveau supérieur de l'intervalle de confiance de 95 % du ratio moyen $CI_{25}$ 7 jours/ $CI_{10}$ 7 jours, pour chaque essai sur *C. dubia* (n = 27). Une méthode similaire avait été utilisée par Chapman *et al.* (1998) pour calculer les coefficients à partir des CMEO et des CSEO (concentration sans effet observé). Bien qu'Environnement Canada (1997) recommande d'utiliser un coefficient maximal de 10 pour convertir les VCT en VESEO pour les évaluations de niveau 1, on a estimé que l'utilisation d'un coefficient plus faible était justifié dans le cas présent, car les essais de toxicité ont été effectués directement sur des échantillons d'effluents entiers, ce qui a permis de réduire l'incertitude résultant du fait d'avoir à établir une corrélation entre des valeurs de toxicité obtenues en laboratoire et les effets de l'agent stressant dans l'environnement.

3.1.2.2 Résultats de l'évaluation de niveau 1

Les résultats de l'évaluation de niveau 1 basée sur les paramètres de toxicité de l'effluent entier (tableau 2) montrent que l'on obtient un quotient de risque supérieur à un pour les EUT bruts (non traités) et pour les EUT soumis à un traitement primaire. Il a donc fallu procéder à une évaluation plus poussée du risque pour ces deux niveaux de traitement.

**Tableau 2: Résultats de l'évaluation de niveau 1 basée sur les paramètres de toxicité de l'effluent entier**

| | Non traité | Primaire | Secondaire | Tertiaire |
|---|---|---|---|---|
| VEE (taux de dilution de 83 %) | 17 | 17 | 17 | 17 |
| $CI_{25}$ après 7 jours sur *C. dubia* (VCT) (% v/v) | 1,1 | 2,2 | 56 | 100 |
| VESEO (VCT/C[1]) (% v/v) | 0,42 | 0,85 | 22 | 38 |
| Quotient (VEE/VESEO) | 40 | 20 | 0,77 | 0,45 |

[1] C (coefficient) = 2,6 = niveau supérieur de l'intervalle de confiance de 95% du ratio moyen $CI_{25}$ 7 jours/$CI_{10}$ 7 jours.

Ce quotient est toutefois inférieur à un, pour les EUT soumis à un traitement secondaire sur place ou dans une SMEEU. Dans le cas des eaux usées contenant des EUT soumis à un traitement secondaire, les données disponibles sur la toxicité de l'effluent entier indiquent en effet que la presque totalité de ces effluents n'ont produit aucun effet létal ou sublétal lors des essais de reproduction sur *C. dubia*, des essais de toxicité chronique (survie) sur *C. dubia*, des essais de létalité aiguë sur *D. magna*, des essais de toxicité aiguë Microtox®, des essais de létalité aiguë sur la truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) et des essais d'inhibition de la croissance des algues. Dans une des six usines échantillonnées, toutefois, les EUT soumis à un traitement secondaire ont démontré une toxicité aiguë lors des tests Microtox®, ainsi qu'une toxicité chronique lors des essais de survie sur *C. dubia* et des essais d'inhibition de la croissance des algues; il convient ici de préciser que, dans ce dernier cas, les effluents de l'usine (CookshireTex) étaient traités à une SMEEU dont le fonctionnement ne semblait pas optimal. Par contre, aucun effet de toxicité aquatique aiguë (selon le test Microtox®) n'a été observé à cet endroit dans le plan d'eau récepteur. Les effluents de deux des trois usines soumis à un traitement secondaire dans une SMEEU ont démontré une toxicité chronique selon le test Microtox® (trois échantillons sur cinq, médiane de 50 %). Par contre, les échantillons prélevés dans les milieux récepteurs n'ont révélé aucune toxicité aquatique aiguë. De plus, aucun impact sur la communauté des macroinvertébrés benthiques n'a été décelé à un endroit où étaient déversées des eaux usées contenant des EUT traités par procédé secondaire dans une SMEEU.

Enfin, les données disponibles n'ont révélé aucune toxicité ambiante dans les milieux récepteurs, aucun effet sur la communauté des macroinvertébrés benthiques, ni aucun effet perturbateur du système endocrinien, dans les tous sites recevant des eaux usées contenant des EUT traités par procédé tertiaire. Les données qui précèdent indiquent que les EUT soumis à un traitement secondaire adéquat ne représentent pas de risque appréciable pour l'environnement. Il convient toutefois de noter que l'analyse

est basée sur un ensemble limité de données et il faut également reconnaître que les systèmes de traitement des eaux usées ne fonctionnent pas toujours de façon optimale. L'analyse des quotients indique également que les EUT soumis à un traitement tertiaire ne présentent pas non plus de risque substantiel pour l'environnement. Une évaluation plus rigoureuse n'a donc pas été requise pour les usines dont les effluents étaient soumis à un traitement secondaire ou tertiaire.

3.1.2.3 Aperçu de l'évaluation de niveau 2 ou évaluation fondée sur le poids de la preuve

Dans le cas des EUT non traités et des EUT soumis à un traitement primaire, une évaluation plus approfondie du risque a été faite selon la méthode fondée sur le poids de la preuve, celle-ci étant jugée adéquate pour les évaluations plus poussées des risques associés aux substances complexes (Environnement Canada, 1997).

L'analyse fondée sur le poids de la preuve consiste en fait à intégrer les résultats de multiples mesures en une évaluation du risque écologique. L'évaluation fondée sur le poids de la preuve tient compte des lacunes et des forces des différents paramètres au moment de déterminer si les résultats montrent qu'un agent stressant a, ou pourrait avoir, des effets nocifs sur l'environnement. Le protocole défini par Menzie *et al.* (1996) a été utilisé pour évaluer les multiples sources de données liées au risque écologique des EUT bruts et des EUT traités par procédé primaire. Ce protocole consiste (a) à pondérer les différents paramètres, en évaluant leur performance en regard d'une série de caractéristiques liées à la force de l'association entre les paramètres d'évaluation et de mesure, la qualité des données ainsi que le plan de l'étude et son exécution; (b) à déterminer s'il existe des preuves corroborant les dommages, ou l'absence de dommages, pour l'environnement et, le cas échéant, à préciser l'ampleur de la réponse et (c) à représenter graphiquement les paramètres à l'intérieur d'une matrice afin d'en examiner la concordance. Les résultats détaillés de ces analyses sont présentés dans Environnement Canada (2000).

Les EUT non traités contiennent de fortes concentrations de NP et de NPE, et plus particulièrement des composés à longue chaîne éthoxylée — des substances chimiques qui, on le sait, ont des effets toxicologiques sur le biote aquatique (Servos, 1999).

Comme les EUT renferment du NP et des NPE, des échantillons d'EUT non traités et d'EUT soumis à un traitement primaire sur place ont été recueillis et analysés, afin d'en déterminer la concentration en NP et NPE (Bennie, 1998; Rutherford, 1999). On a présumé que le mode d'action des NPE à chaîne courte était similaire à celui du NP et que leurs effets étaient additifs. On a donc appliqué le principe de l'équivalence toxique pour tenir compte de la contribution du NP et des NPE à chaîne courte. La $VEE_{QET}$ a été calculée en multipliant, pour chaque NPE (NP1EO, NP2EO, NP3–17EO), la concentration d'exposition ($C_x$) par la puissance relative ($PR_x$) de chaque composé (Environnement Canada, 1999b), puis en faisant la somme de chacun, comme suit :

$$VEE_{QET} = \sum (\text{4-NP } \mu g/L)\,(1) + (\text{NP1EO } \mu g/L)\,(0{,}5) + (\text{NP2EO } \mu g/L)\,(0{,}5) + (\text{NP3–17EO}, \mu g/L)\,(0{,}005)$$

On obtient ainsi une valeur de l'exposition totale par rapport au NP, laquelle peut ensuite être comparée au seuil de toxicité du NP. Les résultats des analyses pour le NP et les NPE, de même que les $VEE_{QET}$ ainsi calculées, sont présentés à l'annexe E.

Afin de déterminer la zone d'influence spatiale des rejets d'EUT pour l'évaluation de niveau 2, on a calculé la dispersion du panache des EUT à différents endroits du Canada où sont déversés des EUT non traités et des EUT soumis au préalable à un traitement primaire sur place ou dans une SMEEU. Les lieux d'échantillonnage qui ont servi à cette fin sont indiqués à l'annexe F. La firme Coastal Ocean Associates (COA) a également fait des prévisions de dispersion en fonction de plusieurs scénarios hypothétiques « les plus pessimistes » et ces prévisions ont dû être utilisées pour bon nombre d'endroits recevant des EUT non traités ou soumis à un traitement primaire, en raison de l'absence de données propres au site.

Pour estimer la dispersion de la toxicité, les seuils de toxicité ont été convertis en unités toxiques (UT), en divisant la toxicité par 100 (c.-à-d. $UT = 100/CI_{25}$) (U.S. EPA, 1991). Comme il existe une relation inverse entre la toxicité et les concentrations produisant un effet (plus la concentration produisant un effet est faible, plus la toxicité de l'effluent est grande), les résultats sont plus faciles à comprendre lorsque les mesures de toxicité basées sur la concentration sont converties en UT. Prenons l'exemple suivant : un effluent dont la $CI_{25}$ est de 5 % est un effluent qui contient 20 UT, et donc un effluent qui dépasse la $CI_{25}$ de 20 fois. Un effluent contenant 1 UT ne produirait pas une $CI_{25}$, à concentration maximale (non dilué). Par conséquent, plus la valeur des UT est élevée, plus le potentiel de toxicité aquatique est grand. Dans les régions exposées aux panaches d'EUT dans lesquelles le nombre d'UT est supérieur à 1, les risques pour les populations d'organismes aquatiques résidents seraient prévus à partir du nombre d'UT.

Pour calculer la dispersion du panache des EUT, une VCT au point de rejet de 20 UT a été utilisée, d'après la valeur médiane des résultats des essais de reproduction sur *C. dubia* pour l'ensemble des effluents soumis à un traitement primaire ($CI_{25}$ après 7 jours : 5,0 %) ou non traités ($CI_{25}$ après 7 jours : 4,7 %). Il a été décidé d'utiliser la valeur médiane car on a jugé que celle-ci offrait une mesure plus représentative du risque que la valeur la plus faible obtenue lors des essais de reproduction sur *C. dubia*, laquelle a servi à l'évaluation de niveau 1.

Dans bien des cas, les EUT acheminés à une SMEEU ne représentent qu'une faible composante du débit total par volume. De plus, ces SMEEU rejettent souvent leurs eaux usées dans de grands plan d'eau, habituellement à travers un diffuseur conçu pour assurer une bonne dispersion de l'effluent dans le milieu récepteur. La dispersion à partir de tels points de rejet a fait l'objet de vastes descriptions, tant théoriques (Csanady, 1973; Fischer *et al.*, 1979) que pratiques (Bowie *et al.*, 1985; Baumgartner *et al.*, 1994). Une évaluation initiale de la toxicité chronique en milieu aquatique a été faite, en tenant compte du niveau de traitement et de l'effet de dilution dans la SMEEU. Dans les cas où persistait une forte toxicité chronique en milieu aquatique, ou en l'absence de traitement, la réduction de la toxicité aquatique sous l'effet de la dilution turbulente dans l'environnement a été estimée à l'aide de la formule suivante qui sert à déterminer la dispersion horizontale à partir d'une source constante dans un courant uniforme (Baumgartner *et al.*, 1994) :

$$T = T_o erf(sqrt[1,5/(1 + 8*a*b^{2/3}*t)^3 - 1])$$

où T est la toxicité, $T_o$ est la toxicité initiale, erf est la fonction d'erreur, « b » est la largeur initiale du panache, « t » est le temps et « a » est un coefficient de dispersion adéquat. On présume généralement que le paramètre « a » se situe entre 0,0001 et 0,0005; une valeur prudente de 0,0001 a été utilisée ici pour « a ». On a présumé que la valeur du paramètre « b » (largeur initiale du panache) était de 1 m, sur la base des observations sur le terrain (Rutherford, 1999). Cette équation permet de prévoir le temps requis pour que la concentration dans l'effluent soit inférieure à la $CI_{25}$ mesurable en regard du paramètre de mesure. Pour déterminer la distance, ou « zone d'influence », d'un panache démontrant une toxicité en milieu aquatique, on multiplie le temps par le courant (u) du plan d'eau récepteur (c.-à-d., d = u*t, où d = distance).

3.1.2.4 Résultats de l'évaluation de niveau 2

3.1.2.4.1 EUT non traités

Pour un certain nombre d'endroits énumérés ci-après, des données suffisantes ont permis de calculer la dispersion du panache des EUT non traités à chacun de ces emplacements.

*Sainte-Anne-de-la-Pérade (Québec)*

En 1999, les EUT non traités de l'usine Les Tricots Godin ont été déversés dans un affluent du fleuve Saint-Laurent (la rivière Sainte-Anne), à Sainte-Anne-de-la-Pérade (Québec), à un débit de 0,00018 $m^3/s$. On a estimé la toxicité de l'effluent à 20 UT. Les effluents de l'usine ont été recueillis par le réseau collecteur des eaux usées de la municipalité et ils ont été rejetés sans traitement par plusieurs conduites d'évacuation simples. Si l'on présume que le rejet a été fait par une canalisation simple au littoral (une des conduites d'évacuation municipales), sans dilution initiale, une toxicité supérieure à 1 UT pourrait alors être observée pendant environ $10^4$ secondes (167 minutes) après le rejet. On estime que le débit minimal mensuel moyen de la rivière Sainte-Anne (76 $m^3/s$) produirait un courant de l'ordre de quelques cm/s, près du littoral. Par conséquent, le seuil de toxicité (1 UT) dans le panache ne serait pas atteint avant une distance de plusieurs centaines de mètres le long du littoral, en aval de l'exutoire, en présumant (hypothèse prudente) qu'il ne se produit aucune dilution initiale sous l'effet de la poussée vers le haut du panache.

*Windsor (Nouvelle-Écosse)*

En 1999, Nova Scotia Textiles a rejeté dans la rivière Sainte-Croix des EUT non traités par le biais du réseau collecteur des eaux usées de la ville de Windsor, à un débit de 0,0014 $m^3/s$. La rivière Sainte-Croix est une rivière à marées, où l'amplitude de la marée en aval est de plus de 10 m. Durant une partie du cycle de la marée, l'exutoire se trouve au-dessus de la surface de l'eau et on estime que l'aire située entre l'exutoire et la ligne des eaux, à marée basse, est exposée à des concentrations supérieures à 1 UT. Après le brassage initial, toutefois, la taille du panache diminue jusqu'à ce que son

influence spatiale devienne négligeable, ce qui peut se produire sur une distance de 100 m de l'exutoire.

*Dispersion hypothétique du panache des EUT non traités*

Différents calculs de la dispersion du panache ont également été faits, dans le but de prévoir l'influence spatiale de rejets hypothétiques d'EUT non traités. Les enquêtes menées auprès de l'industrie textile (Environnement Canada, 1999a) révèlent que le débit des eaux usées de fabrication provenant des usines de textile qui existent actuellement au Canada est faible (en termes de volume), lorsqu'on le compare au débit type des rivières ou des réseaux collecteurs des municipalités (annexe F). Dans des conditions de faible débit continu, à l'intérieur de systèmes relativement bien purgés (c.-à-d. aucune possibilité d'accumulation de substances toxiques dans une aire donnée), il est justifié de ne pas tenir compte d'un grand nombre de paramètres de dispersion en milieu aquatique, notamment des effets de la bathymétrie, du littoral et de l'accumulation naturelle. Dans ces cas, l'équation indiquée à la section 3.1.2.3 a été utilisée pour estimer la dilution et, partant, la réduction de la toxicité dans l'environnement après le rejet. Les résultats de plusieurs scénarios sont représentés graphiquement à la figure 8 (où l'on présume une large initiale du panache de 1 m). Cette figure montre que, à un courant ambiant de 5 cm/s, le niveau de toxicité des EUT non traités, et non dilués par les eaux additionnelles provenant de la SMEEU, diminuera à 1 UT, entre 100 m et 1000 m environ en aval de l'exutoire. Le courant détermine la distance parcourue durant une période de temps donnée; plus le courant est fort, plus le panache se déplacera sur une longue distance.

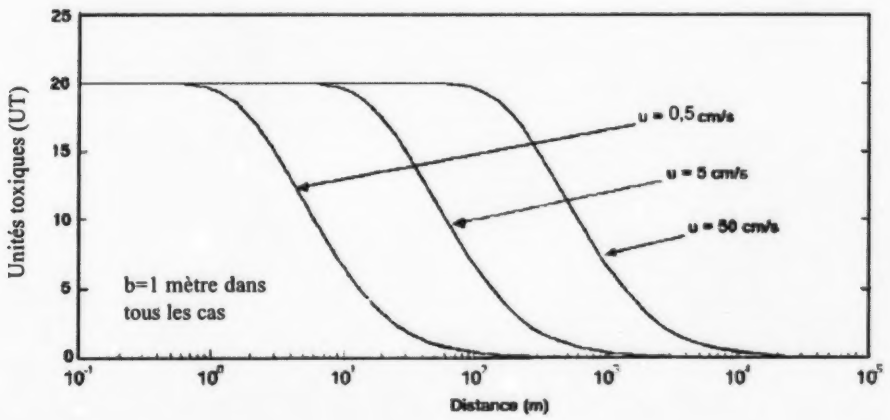



**Figure 8: Réduction théorique de la toxicité des EUT non traités et des EUT soumis à un traitement primaire, selon différents courants**

*Poids de la preuve pour d'autres EUT non traités*

Rutherford *et al.* (1992) ont constaté une diminution significative de l'abondance et de la diversité des macroinvertébrés benthiques, aux stations d'échantillonnage situées dans le panache des effluents non traités rejetés par une usine de finissage de tricots dans la rivière Salmon, en Nouvelle-Écosse. Ces impacts écologiques, qui ont été observés lors de programmes d'échantillonnage effectués à l'automne 1990 et au printemps de 1991, n'étaient pas spécifiques d'un groupe d'organismes en particulier, les insectes aquatiques, les escargots et les sangsues y étant tous sensibles, et ces effets ont été observés sur une distance de 120 m en aval du point de rejet des EUT. Par ailleurs, les essais de toxicité sur des mollusques d'eau douce, qui ont été réalisés sur place dans le cadre de cette étude, ont clairement démontré l'impact biologique des EUT non traités. Ainsi, alors que tous les mollusques ont survécu à la station d'échantillonnage située en amont du point de rejet, lors des relevés faits à l'automne et au printemps, la totalité des mollusques sont morts aux stations se trouvant à 30, 50, 100 et 120 m en aval (relevé de 1990) et tous, sauf 4 mollusques sur 10 à la station située à 120 m du point de rejet des EUT, sont morts en 1991.

Les données sur la toxicité de l'effluent entier pour le Canada indiquent que tous les échantillons d'EUT non traités ont démontré une létalité aiguë pour le poisson ($CL_{50}$ après 96 heures : 3,9 à 71 %) et les invertébrés ($CL_{50}$ après 48 heures ou 7 jours : 0,80 à 67 %). Les EUT non traités ont également produit des effets sublétaux, en inhibant la reproduction chez les invertébrés ($CI_{25}$ après 7 jours : 1,1 à 21 %) et la croissance chez les algues ($CI_{50}$ après 72 heures : 0,10 à 80 %) (Environnement Canada, 1988, 1989, 1991a,b,c,d,e, 1992d, 1994, 1995; Chen, 1989; Rutherford *et al.*, 1992, 1998; Harris Industrial Testing Service, 1992, 1997, 1998, 1999; CREALAB, 1995; Les Laboratoires Shermont Inc., 1995; Rutherford, 1999).

Les EUT non traités contiennent de très fortes concentrations de NP et de NPE, et plus particulièrement des composés éthoxylés à chaîne longue (Bennie, 1999). La $VEE_{QET}$ a été calculée pour les EUT non traités, à partir des données recueillies par Environnement Canada en 1998 et 1999 (Bennie, 1998; Rutherford, 1999). Dans le cas des échantillons d'EUT non traités, on a observé une variation considérable de la $VEE_{QET}$ par rapport au NP et aux NPE, cette valeur fluctuant entre 0,94 et 1 200 µg/L (n = 29; 14 emplacements). Quatre-vingt-trois pour cent de ces échantillons se situaient dans les intervalles de toxicité aiguë pour le poisson ($CL_{50}$ : 17 à 1 400 µg/L), les invertébrés ($CL_{50}$ : 20 à 3 000 µg/L) et les algues ($CE_{50}$ : 27 à 2 500 µg/L), cités par Environnement Canada (1999b); de plus, 86 % des échantillons dépassaient le seuil de toxicité chronique pour le poisson (6 µg/L - CSEO) et 90 % dépassaient le seuil de toxicité chronique pour les invertébrés (3,9 µg/L - CSEO) (Servos, 1999).

Certains EUT non traités ont produit des effets estrogéniques selon l'essai YES (trois emplacements sur six) (Burnison *et al.*, 1999).

Rutherford *et al.* (1992) ont évalué les effets mutagènes des EUT non traités, rejetés par trois usines de textile situées dans les provinces de l'Atlantique du Canada. Les tests d'Ames effectués sur six échantillons d'EUT non traités ont révélé que tous les échantillons étaient faiblement à fortement mutagènes, selon la méthode par diffusion en gélose ou par incorporation. Ces résultats laissent croire à

la présence de plus d'un mutagène dans les échantillons.

3.1.2.4.2 EUT soumis à un traitement primaire

Les données disponibles étaient suffisantes pour calculer la dispersion propre au site, aux endroits indiqués ci-après.

*Bridgetown (Nouvelle-Écosse)*

En 1999, l'usine Britex a déversé ses effluents soumis à un traitement primaire à un débit de 0,013 $m^3/s$ dans la rivière Annapolis, depuis un exutoire simple situé sur le littoral, à Bridgetown (Nouvelle-Écosse). On a présumé ici que le traitement des eaux usées réduisait la toxicité à environ 20 UT. Le débit minimal mensuel moyen était d'environ 8 $m^3/s$ sur une surface d'environ 300 $m^2$ à l'exutoire. Le courant type était donc d'environ 2 à 3 cm/s. Si on présume que la largeur initiale du panache était de 1 m, les calculs sur la dispersion du panache indiquent que la toxicité chronique pour *C. dubia* dans la rivière sera réduite à 1 UT à quelques centaines de mètres en aval de l'exutoire.

À l'usine Britex, Rutherford (1999) a observé une toxicité chronique pour *C. dubia* jusqu'à 120 m de l'exutoire, la $CL_{50}$ après 7 jours étant de 61 % lors d'un essai de survie sur *C. dubia* et des valeurs de 30 % et de 40 % étant obtenues pour la $CI_{25}$ après 7 jours, lors de deux essais de reproduction sur *C. dubia*. Ces résultats sont cohérents avec les résultats du modèle de dispersion du panache, une toxicité chronique étant décelée dans un segment de la rivière Annapolis exposé au panache d'EUT, à quelques centaines de mètres de l'exutoire. Le test Microtox® a aussi révélé une toxicité aiguë pour des échantillons prélevés à 30 m du point de rejet de ces EUT soumis à un traitement primaire ($CE_{50}$ après 15 minutes pour *V. fischeri* variant de 24 % à 32 % à trois dates d'échantillonnage).

Rutherford (1999) a également mesuré les concentrations de NP et de NPE dans la rivière Annapolis, en aval de ce site. Comme on sait que le 4-NP est plus toxique que ses dérivés éthoxylés et que la base de données sur ce composé est plus vaste (Servos, 1999), la $VEE_{QET}$ a été calculée de manière à normaliser la concentration des dérivés éthoxylés par rapport à celle du 4-NP. La $VEE_{QET}$ en regard des concentrations de NP et de NPE dans la rivière Annapolis a dépassé le seuil de toxicité ($CE_{50}$ après 96 heures : 410 µg/L) pour *S. capricornutum* (Ward et Boeri, 1990; Naylor, 1995) sur une distance de 30 m en aval de l'usine de textile (figure 9). De plus, la valeur seuil de la $CI_{25}$ après 7 jours pour *C. dubia* (260 µg/L) (England, 1995a,b; Weeks *et al.*, 1996) et de la $CL_{50}$ après 96 heures (230 µg/L) pour la truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) (Naylor, 1995) ont été dépassées sur une distance de 120 m en aval de l'exutoire.

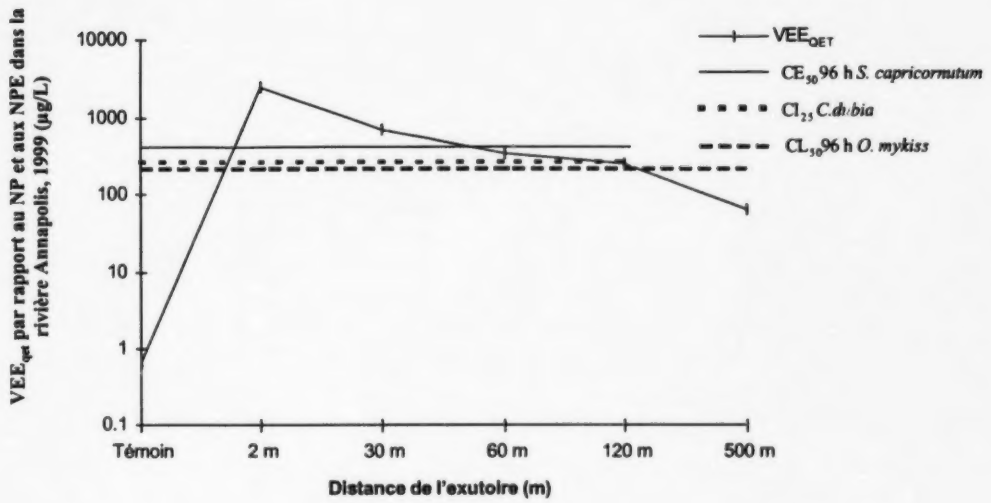



**Figure 9 : VEE$_{QET}$ par rapport au NP et aux NPE dans la rivière Annapolis, 1999**

Nota :
1. Le NP et les NPE n'ont pas été décelés aux sites témoins; la valeur indiquée correspond à la limite de détection de la méthode (LDM)/2.
2. Les lignes droites représentent les seuils de toxicité pour les paramètres choisis.
3. La $CE_{50}$ après 96 h pour *S. capricornutum* est de 410 µg/L (Ward et Boeri, 1990; Naylor, 1995).
4. La $CI_{25}$ après 7 jours pour *C. dubia* est de 258 µg/L (England, 1995a,b; Weeks *et al.*, 1996).
5. La $CL_{50}$ après 96 h pour *O. mykiss* est de 230 µg/L (Naylor, 1995).

L'eau interstitielle des sédiments prélevés de la rivière Annapolis (Rutherford *et al.*, 1995) a démontré une toxicité sublétale pour l'oursin (*L. pictus*) à 40 m et 80 m de l'exutoire de l'usine Britex ($CI_{25}$ après 20 minutes : 29 % et 51 %, respectivement). De plus, les sédiments prélevés à 10 m de l'exutoire ont présenté une toxicité aiguë pour *V. fischeri* lors du test Microtox® en phase solide.

*Montréal (Québec)*

En 1999, les effluents de 33 usines de textile ont été acheminés à la SMEEU de la CUM, à un débit de 0,381 $m^3/s$, ce qui représente environ 6 % de l'apport industriel. Le débit de la CUM étant de 32 $m^3/s$, on observe un taux de dilution de 84 pour 1 avant que les effluents n'atteignent la sortie de l'émissaire, au point de rejet des eaux usées de la CUM dans le fleuve Saint-Laurent. Le niveau de toxicité présumé après traitement (20 UT) serait donc réduit à environ 0,24 UT sous l'effet de la dilution dans la station d'épuration. Par conséquent, les EUT présents dans l'effluent ne produiraient pas d'effets sublétaux pour *C. dubia* avant leur rejet.

*Cornwall (Ontario)*

En 1999, l'usine Richelieu Hosiery International a déversé ses effluents à un débit de 0,00084 $m^3/s$ dans le fleuve Saint-Laurent, par le biais de la SMEEU de Cornwall. Cette station d'épuration, qui utilise un procédé de traitement primaire, a un débit total de 0,5 $m^3/s$. Aussi, le niveau de toxicité présumé après traitement (20 UT) sera-t-il réduit à 0,03 UT avant que l'effluent n'atteigne le point d'évacuation des eaux usées de la SMEEU. Là aussi, donc, les EUT présents dans les effluents ne démontreraient pas de toxicité sublétale pour *C. dubia* au point de rejet.

*Prescott (Ontario)*

En 1999, l'usine Prescott Finishing a rejeté ses effluents (débit de 0,0033 $m^3/s$) dans le fleuve Saint-Laurent, par la SMEEU de Prescott. Cette petite station d'épuration des eaux usées utilise un procédé de traitement primaire et son débit total est de 0,04 $m^3/s$. Le niveau de toxicité prévu des EUT après traitement (20 UT) sera donc réduit à environ 1,7 UT avant la sortie de l'émissaire de la SMEEU. Par ailleurs, les conditions d'écoulement dans le fleuve sont telles que l'on peut s'attendre à ce que le niveau de toxicité soit réduit encore davantage à moins de 1 UT, dans les quelques mètres du point de rejet.

*Saint-Jean-sur-Richelieu (Québec)*

En 1999, les rejets combinés des usines J.B. Martin et Textiles Novacolor ont généré un influent de 0,0089 $m^3/s$ à la SMEEU du Haut-Richelieu. Cette station d'épuration utilise un procédé de traitement primaire; comme le débit total est de 0,80 $m^3/s$, le niveau de toxicité prévu après traitement (20 UT) sera réduit à 0,22 UT avant la sortie de l'émissaire de la SMEEU. Les EUT présents dans les effluents rejetés n'auraient donc pas d'effets sublétaux sur *C. dubia* au point de rejet.

*Moncton (Nouveau-Brunswick)*

En 1999, l'usine de textile Tandem Fabrics a rejeté ses effluents à un débit de 0,0046 $m^3/s$ dans la rivière Peticodiac, par le biais de la SMEEU de Moncton. Cette station d'épuration utilise un procédé de traitement primaire et le débit total est estimé à 1 $m^3/s$. Le niveau de toxicité présumé après traitement (20 UT) sera donc réduit à 0,092 UT avant la sortie de l'émissaire de SMEEU; par conséquent, les EUT présents dans les eaux usées rejetées ne produiraient pas d'effets sublétaux pour *C. dubia* au point de rejet.

*Vancouver (Colombie-Britannique)*

En 1999, les rejets combinés des usines E.F.A. Hosiery Manufacturing et West Coast Woolen Mills 1986 ont généré un afflux de 0,0020 $m^3/s$ à la station régionale d'épuration de Vancouver. Cette station utilise un procédé de traitement primaire et son débit global est de 4 $m^3/s$. Le niveau de toxicité présumé après traitement (20 UT) sera réduit à 0,01 UT avant la sortie de l'émissaire de la SMEEU; les EUT

présents dans les eaux usées rejetées ne produiraient donc pas d'effets sublétaux pour *C. dubia*, au point de rejet.

*Dispersion hypothétique du panache des EUT traités par procédé primaire*

Des calculs ont été faits sur la dispersion du panache, afin de prévoir la zone d'influence spatiale de rejets hypothétiques d'EUT soumis à un traitement primaire. Une valeur de toxicité initiale de 20 UT a été utilisée pour ces calculs, d'après la médiane de toutes les valeurs de la $CI_{25}$ après 7 jours obtenues lors des essais de reproduction sur *C. dubia* pour des effluents soumis à un traitement primaire. Les résultats de plusieurs scénarios sont représentés graphiquement à la figure 8, où l'on présume que la largeur initiale du panache est de 1 m. Cette figure montre que, à un courant ambiant de 5 cm/s, le niveau de toxicité chronique des EUT soumis à un traitement primaire (non dilués par l'ajout d'autres eaux usées de la SMEEU) sera réduit à 1 TU, entre 100 m et environ 1000 m en aval de l'exutoire.

*Poids de la preuve pour d'autres rejets d'EUT soumis à un traitement primaire*

Les données sur la toxicité de l'effluent entier au Canada indiquent que la plupart des échantillons d'EUT soumis à un traitement primaire ont démontré une létalité aiguë pour le poisson ($CL_{50}$ après 96 heures : 18–>100 %) et les invertébrés ($CL_{50}$ après 48 heures et 7 jours : 6,5 à 71 %). Ces EUT ont également eu des effets sublétaux, inhibant la reproduction chez les invertébrés ($CI_{25}$ après 7 jours : 2,2 à 6,8 %) et la croissance chez les algues ($CI_{50}$ après 72 heures : 35 à 58 %) (Environnement Canada, 1988, 1989, 1991a,b,c,d,e, 1992d, 1994, 1995; Chen, 1989; Rutherford *et al.*, 1992, 1998; Harris Industrial Testing Service, 1992, 1997, 1998, 1999; CREALAB, 1995; Les Laboratoires Shermont Inc., 1995; Rutherford, 1999).

Les EUT traités par procédé primaire peuvent contenir de très fortes concentrations de NP et de NPE (Bennie, 1999). La $VEE_{QET}$ par rapport au NP et aux NPE, pour les échantillons d'EUT traités par procédé primaire au Canada, a varié considérablement, de 48 à 2 260 µg/L (n = 5; 2 sites) (Rutherford, 1999). De plus, tous les échantillons se situaient dans l'intervalle des valeurs de toxicité aiguë pour le poisson et les invertébrés citées par Servos (1999) et dépassaient les seuils de toxicité chronique (CSEO) pour le poisson et les invertébrés.

Enfin, un des deux échantillons d'EUT soumis à un traitement primaire a démontré des effets estrogéniques selon le test YES (Burnison *et al.*, 1999).

### *3.1.3 Résumé de la caractérisation du risque*

On estime à 105 000 $m^3$/jour le volume total des EUT rejetés dans l'environnement canadien. On connaît l'emplacement géographique des usines de textile au Canada et le volume des effluents qu'elles rejettent dans l'environnement canadien. On sait également qu'un large éventail de produits chimiques sont utilisés dans les procédés de traitement au mouillé utilisés par ces usines et que bon nombre de ces produits se retrouvent dans les EUT. Cependant, bien que les EUT varient sensiblement quant à leurs caractéristiques physiques et chimiques selon le procédé de fabrication utilisé par l'usine de textile, la

toxicité de ces effluents et leurs effets sur l'environnement semblent assez uniformes d'une usine à l'autre. En revanche, la toxicité des EUT et leurs effets sur l'environnement varient considérablement selon le niveau de traitement des eaux usées auquel ils sont soumis avant leur rejet. En 1999, les effluents de la plupart des usines du Canada (95 %) ont été acheminés à une SMEEU et quelque 4 % des usines possédaient leur propre système d'assainissement. Toujours en 1999, deux usines du Canada ont déversé des EUT non traités dans le milieu aquatique; dans le reste des cas, les effluents ont été soumis à un traitement primaire, secondaire ou tertiaire (respectivement 41, 89 et 13 usines).

La caractérisation du risque a été faite en tenant compte du niveau de traitement des eaux usées appliqué aux effluents avant leur rejet. Aucune donnée n'indique que les effluents des usines de textile, qui sont soumis à un traitement tertiaire dans une SMEEU, sont nocifs pour l'environnement; sur la base d'une évaluation prudente des risques, il a donc été déterminé que ces usines ne représentent pas une menace importante pour l'environnement. Par ailleurs, bien que certaines eaux usées contenant des EUT traités par procédé secondaire aient révélé une toxicité sublétale lors des essais de toxicité sur l'effluent entier, rien n'indique que ces substances ont des impacts sur l'environnement et une évaluation prudente du risque a révélé que ces effluents ne constituent pas une menace significative pour l'environnement. En revanche, l'évaluation fondée sur le poids de la preuve pour les EUT bruts indique que ces effluents non traités sont susceptibles de produire des impacts environnementaux considérables. Cette conclusion est basée en grande partie sur les données qui indiquent qu'un EUT non traité a provoqué, sur une distance de plusieurs centaines de mètres en aval de l'exutoire, des changements dans la communauté de macroinvertébrés benthiques qui altéreraient en retour les processus écologiques. Les prévisions sur la dispersion du panache des EUT non traités indiquent par ailleurs qu'on peut s'attendre à une toxicité chronique pour les organismes aquatiques sur une distance de centaines de mètres en aval de l'exutoire, selon la force du courant du plan d'eau récepteur. Les données sur la toxicité de l'effluent entier, sur la toxicité sur place, de même que les $VEE_{QET}$ par rapport au NP et aux NPE, indiquent que les EUT non traités produiraient des effets nocifs au niveau de la population. Enfin, bien que des effets mutagènes et des effets perturbateurs potentiels sur le système endocrinien aient été associés à des EUT non traités, peu d'importance a pu être accordée à ces paramètres de mesure, en raison des incertitudes concernant leurs effets sur des sujets particuliers.

Il a été impossible d'évaluer si les EUT soumis à un traitement primaire avaient un impact sur les communautés de macroinvertébrés benthiques, en raison de l'insuffisance de données. Cependant, les données sur la toxicité de l'effluent entier, combinées aux taux de dispersion prévus du panache des EUT et aux données sur la toxicité ambiante, viennent appuyer la conclusion voulant que ces effluents auraient un impact significatif sur les populations aquatiques. Certaines données sur la toxicité des sédiments corroborent également cette conclusion; peu de poids a toutefois été accordé à cette dernière information, car on a jugé que l'étendue spatiale des dommages environnementaux était faible. De même, on a jugé que les données sur le risque de perturbation du système endocrinien associé aux effluents soumis à un traitement primaire n'étaient pas suffisamment étayées pour tirer des conclusions au niveau des individus.

En résumé, le poids de la preuve indique que les EUT non traités ont un impact écologique aux niveaux de la communauté et de la population et que l'on peut présumer que les EUT soumis à un

traitement primaire ont eux aussi des effets au niveau de la population. Nous croyons qu'il a été démontré que les rejets d'EUT non traités ont des effets nocifs sur l'environnement au Canada et qu'il y a suffisamment de raisons de croire que les rejets d'EUT soumis à un traitement primaire auront eux aussi une incidence négative sur l'environnement. Des conclusions similaires ont été tirées au sujet des EUT, dans l'évaluation du nonylphénol et de ses dérivés éthoxylés en vertu de la LSIP. Dans cette évaluation du risque, on avait conclu que les concentrations de NP et de ses dérivés éthoxylés dans les EUT bruts et partiellement traités rejetés en milieu aquatique étaient susceptibles d'avoir effets nocifs sur les organismes aquatiques (Environnement Canada et Santé Canada, 2000).

### *3.1.4 Incertitudes liées à la caractérisation du risque pour l'environnement*

La caractérisation du risque pour l'environnement comporte un certain nombre d'incertitudes, imputables aux lacunes des connaissances actuelles sur les EUT qui sont résumées ci-après :

- Pour l'évaluation de niveau 1, on a présumé que le facteur de dilution des EUT dans les plans d'eau récepteurs (dulçaquicoles ou marins) était de 17 (17 % d'effluents dans le milieu récepteur); il est probable, toutefois, que le taux de dilution varie considérablement dans le temps et l'espace. Les facteurs de dilution annuels moyens des plans d'eau dans lesquels sont déversés des EUT se situent entre 19 et 9,7 millions et ils varient selon les conditions d'écoulement saisonnières. Or le facteur de dilution peut influer fortement sur le calcul des quotients de risque, durant l'évaluation de niveau 1. On croit malgré tout qu'un facteur de dilution de 17 constitue une valeur prudente appropriée pour représenter les régions situées à proximité des points de rejet des EUT, car ce facteur correspond au plus faible ratio entre le débit de la rivière et le débit cumulatif de l'usine pour l'ensemble des rejets d'EUT au Canada.

- Pour l'évaluation de niveau 1, la VCT, ou effet toxique minimal, a été calculée à partir des valeurs de la $CI_{25}$ après 7 jours pour *C. dubia*, ce test se révélant sensible aux effets des EUT. Cependant, alors que la base de données sur les effets des EUT bruts sur la reproduction de *C. dubia* était suffisante (20 échantillons provenant de 12 usines), les données étaient limitées pour les EUT soumis à un traitement primaire (3 échantillons de 3 usines), ainsi que pour les eaux usées contenant des EUT soumis à un traitement secondaire (7 échantillons de 4 sites) ou tertiaire (4 échantillons de 4 sites). Enfin, malgré l'existence d'un nombre limité de résultats d'essais biologiques selon certains niveaux de traitement, des résultats similaires ont été obtenus pour les EUT soumis à un traitement primaire ($CI_{25}$ après 7 jours variant de 2,2 % à 6,8 %) et pour les eaux usées contenant des EUT traités par procédé tertiaire ($CI_{25}$ après 7 jours >100 %); la seule variabilité a été observée au niveau des eaux usées contenant des EUT traités par procédé secondaire ($CI_{25}$ après 7 jours variant de 56 % à >100 %).

- Une grande proportion des données ayant servi au calcul de la VCT pour l'évaluation de niveau 1, ainsi que des données sur la toxicité de l'effluent entier utilisées pour l'évaluation fondée sur le poids de la preuve, ont été obtenues des SMEEU, car seulement deux usines de textile du Canada ont un système de traitement secondaire des eaux usées et qu'aucune n'utilise sur place de procédé de traitement tertiaire. Or les EUT ne représentent qu'une fraction du volume des eaux usées des

SMEEU, et différents facteurs comme la dilution à l'intérieur de la station d'épuration ou l'effet de contaminants provenant d'autres sources peuvent influer sur les caractéristiques de toxicité des effluents des SMEEU contenant des EUT. On a cherché toutefois à choisir des emplacements où les effluents des usines de textile représentaient la principale source d'eaux usées industrielles à la SMEEU, pour les études sur le terrain menées à l'appui de la présente évaluation.

- Il est probable que certains constituants des EUT se séparent et se retrouvent dans les sédiments; cependant, on a trouvé peu de données sur l'impact des EUT sur les organismes vivant dans les sédiments. En effet, peu d'études ont été menées au Canada sur l'incidence des rejets d'EUT sur les communautés de macroinvertébrés benthiques ou sur la toxicité des sédiments à proximité des points de rejet des EUT. Ceci tient sans doute au fait que peu d'usines de textile disposent de systèmes de traitement sur place, où il serait possible d'étudier les effets des effluents sur les organismes vivant dans les sédiments sans que n'entrent en jeu des facteurs de confusion dus à la présence d'autres contaminants (provenant de la SMEEU). Qui plus est, les plans d'eau récepteurs adjacents aux usines dotées de leurs propres systèmes de traitement des eaux usées n'étaient pas propices à la conduite de ce genre d'analyses sur le terrain (à cause de la présence d'autres sources de polluants dans le milieu récepteur, d'une insuffisance de sédiments pour les dosages biologiques, etc.). Des données sur l'impact des EUT traités par procédé primaire sur les communautés de macroinvertébrés benthiques, dans les plans d'eau récepteurs, auraient été fort utiles pour la détermination du risque de ces effluents pour l'environnement.

- Bien que nous ayons tenté, dans cette évaluation, d'examiner les effets des EUT sur des individus, en particulier en regard des effets perturbateurs des EUT bruts et traités sur le système endocrinien (selon les essais YES), la majeure partie de cette information est encore préliminaire et reste à confirmer. Le test YES ne mesure qu'un seul mécanisme d'action (l'activité estrogénique), mais aucun autre paramètre lié aux fonctions endocriniennes. De plus, plusieurs modifications ont dû être apportées à la méthodologie pour pouvoir appliquer le test YES à l'analyse des EUT bruts toxiques et très colorés, et ces modifications n'ont été ni uniformisées, ni publiées. Même s'il a semblé important, dans la présente évaluation, d'examiner les mécanismes de toxicité à médiation endocrinienne, le manque de fiabilité des données et l'incertitude entourant leur interprétation ont limité l'utilisation de ces données pour l'évaluation fondée sur le poids de la preuve.

- Les calculs sur la dispersion du panache se voulaient les plus simples possible, afin d'obtenir des estimations approximatives raisonnables de l'influence spatiale des rejets d'EUT. Ces calculs ont été basés sur des hypothèses relatives aux caractéristiques et au débit du plan d'eau; on aurait obtenu une estimation plus exacte de la zone d'influence des différents rejets d'EUT si ces caractéristiques avaient été calculées pour chaque site.

- La majeure partie de l'évaluation du risque repose sur les résultats d'essais de toxicité faits sur des échantillons de l'effluent entier ou des échantillons d'eau ambiante. Même si des coefficients ont été utilisés pour tenir compte de l'incertitude due au fait que les effets sur le terrain ont été déterminés par extrapolation à partir des résultats obtenus en laboratoire (essais de toxicité), ces coefficients introduisent néanmoins un niveau substantiel d'incertitude dans la détermination du risque.

- L'évaluation du risque repose en grande partie sur des essais de toxicité en milieu aquatique à relativement court terme. Les essais de toxicité de l'effluent entier ne permettent pas de prévoir les effets potentiels à plus long terme, qui pourraient être dus à la persistance et la bioaccumulation possible de certaines composantes des EUT. Or il est probable que ces effets augmenteraient le niveau de risque environnemental associé aux EUT.

### *3.1.5 Conclusions proposées*

LCPE 1999, 64*a*) : À la lumière des données disponibles, il est proposé que les effluents des usines de textile pénètrent dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sa diversité biologique. Il est donc proposé que les effluents des usines de textile soient considérés « toxiques » au sens de l'article 64 de la LCPE 1999 et que l'on accorde la priorité à l'évaluation des options prévues en vertu de la LCPE 1999 pour réduire l'exposition à ces substances.

LCPE 1999, 64*b*) et 64*c*) : Aucune conclusion ne peut être tirée à cet égard, car les EUT n'ont pas été évalués en regard de leurs effets sur l'environnement essentiel à la vie ou de leurs effets sur la santé humaine.

Conclusion globale proposée : Sur la base de l'évaluation critique de l'information pertinente, les effluents des usines de textile sont considérés « toxiques » au sens de l'article 64 de la LCPE 1999.

### *3.1.6 Considérations relatives au suivi (mesures à prendre)*

Il est recommandé que l'examen des options visant à réduire l'exposition aux EUT bruts et aux EUT soumis à un traitement primaire se fasse d'une manière spécifique au site.

Il est également recommandé de définir et d'évaluer les possibilités et les technologies qui s'offrent en matière de prévention de la pollution et de lutte contre la pollution, en ce qui a trait aux EUT. Les mesures de prévention de la pollution envisagées devraient être axées notamment sur la réduction des matières premières utilisées, la reconception des procédés de manière à favoriser une réutilisation des sous-produits, l'amélioration des pratiques de gestion des procédés et l'emploi de produits chimiques moins polluants (cette liste n'est pas exhaustive). Les technologies à examiner devraient inclure, notamment, le traitement secondaire et tertiaire, améliorant ainsi l'exécution du système de traitement existant par des modifications et des mises à niveau technologiques.

Il est recommandé de porter une attention particulière à l'utilisation et au rejet du NP et de ses dérivés éthoxylés par les usines de textile, car de fortes concentrations de ces substances (excédant les seuils de toxicité aiguë et chronique) ont été observées dans les EUT.

Enfin, comme la plupart des eaux usées des usines de textile du Canada sont traitées dans les SMEEU, il est recommandé que des discussions avec les autorités compétentes (municipales et/ou

provinciales) soient amorçées afin de réduire les risques. Ceci peut nécessiter un suivi additionel des effets des effluents des usines de textiles et des effluents municipaux.

## 4.0 BIBLIOGRAPHIE


Banat, I.M., P. Nigam, D. Singh et R. Marchant. 1996. Microbial decolorization of textile-dye-containing effluents: a review, *Bioresour. Technol.* 58: 217-227.

Baumgartner, D.J., W.E. Frick et P.J.W. Roberts. 1994. *Dilution models for effluent discharges*. 3e édition. Manuel et logiciel préparés par la Pacific Ecosystems Branch, U.S. Environmental Protection Agency.

Belschner, W.C. 2000. Communication personnelle. Institut canadien des textiles, Montréal (Qc).

Bennie, D.T. 1998. Communication personnelle. Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada, Burlington (Ont.).

Bennie, D.T. 1999. Review of the environmental occurrence of alkylphenols and alkylphenol ethoxylates, *Water Qual. Res. J. Can.* 34(1): 79-122.

Bowie, G.G., W.B. Mills, D.B. Porcella, C.L. Campbell, L.R. Pagenkopf, G.L. Rupp, K.M. Johnson, P.W.H. Chan et C.E. Chamberlin. 1985. *Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling,* 2e édition. Rapport préparé pour le Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Athens (Ga.).

Brookman, D.H. 1980a. *Biological characteristics of textile mill effluent*. Rapport inédit préparé par les Laboratoires Bio-Recherches Ltée pour Environnement Canada (rapport n° 13470).

Brookman, D.H. 1980b. *Biological characteristics of textile mill effluent*. Rapport inédit préparé par les Laboratoires Bio-Recherches Ltée pour Environnement Canada (rapport n° 13470B).

Burnison, B.K., D. Nuttley et T. Neheli. 1999. *YES activity in textile mill effluents*. Rapport inédit. Direction de la protection des écosystèmes aquatiques, Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada, Burlington (Ont.).

Chapman, P.M., A. Fairbrother et D. Brown. 1998. A critical evaluation of safety (uncertainty) factors for ecological risk assessment, *Environ. Toxicol. Chem*. 17(1): 99-108.

Chen, E.C. 1989. *Environmental assessment of the Canadian textile industry*, Direction des programmes industriels, Division des industries chimiques, Environnement Canada, Ottawa (Ont.) (rapport EPS 5/TX/1).

Commission consultative d'experts auprès des ministres. 1995. *Rapport de la Commission consultative sur la deuxième liste des substances d'intérêt prioritaire dans le cadre de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE), Gouvernement du Canada, Ottawa (Ont.), 26 p.

Commission européenne. 1996. *Technical guidance document in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) No. 1488/94 on risk assessment for existing substances*, partie IV, Luxembourg.

Correia, V.M., T. Stephenson et S.J. Judd. 1994. Characterization of textile wastewaters: a review, *Environ. Technol.* 15(10): 917-929.

Costan, G., N. Bermingham, C. Blaise et J.F. Ferard. 1993. Potential ecotoxic effect probe (PEEP); a novel index to assess and compare the toxic potential of industrial effluents, *Environ. Toxic. Water Qual.* 8: 115-140.

CREALAB (Centre de recherche en environnement et d'analyse en laboratoire). 1995. *Projet suivi des eaux usées industrielles, CookshireTex, Cookshire, QC*, Rock Forest (Qc) (rapport inédit).

Crechem Technologies Inc. 1998. *Canadian wet processing textile mills: industry categorization, process description, water consumption, chemical usage and wastewater generation.* Rapport inédit préparé pour Environnement Canada et le Conseil national de recherches du Canada (10 février 1998; mis à jour le 25 novembre 1999).

Csanady, G.T. 1973. *Turbulent diffusion in the environment*, D. Reidel Publishing Company, Dordrecht (Pays-Bas), 248 p.

Delée, W., C. O'Neill, F.R. Hawkes et H.M. Pinheiro. 1998. Anaerobic treatment of textile effluents: a review, *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 73: 323-335.

England, D.E. 1995a. *Chronic toxicity of NPE 1.5 to* Ceriodaphnia dubia. Rapport final préparé par Analytical Bio-chemistry Laboratories pour la Chemical Manufacturers Association, Washington (D.C.) (rapport n° 41766).

England, D.E. 1995b. *Chronic toxicity of nonylphenol* to Ceriodaphnia dubia. Rapport préparé par ABC Laboratories Inc. pour la Chemical Manufacturers Association, Washington (D.C.) (rapport n° 41756).

Environnement Canada. 1988. Résultats d'essais de toxicité inédits pour l'usine Crossley Carpets de Truro (N.-É.) (4 août 1988).

Environnement Canada. 1989. Résultats d'essais de toxicité inédits pour l'usine Crossley Carpets de Truro (N.-É.) (22 septembre 1989).

Environnement Canada. 1990a. *Méthode d'essai biologique : Essai de létalité aiguë avec la truite arc-en-ciel*, Protection de l'environnement, Conservation et Protection (rapport SPE 1/RM/9, juillet 1990).

Environnement Canada. 1990b. *Méthode d'essai biologique : Essai de létalité aiguë avec* Daphnia *spp.*, Protection de l'environnement, Conservation et Protection (rapport SPE 1/RM/11, juillet 1990).

Environnement Canada. 1991a. Résultats d'essais de toxicité inédits pour l'usine Wink Industries Ltd. de Caraquet (N.-B.) (19 juin 1991).

Environnement Canada. 1991b. Résultats d'essais de toxicité inédits pour l'usine Crossley Carpets de Truro (N.-É.) (26 juin 1991).

Environnement Canada. 1991c. Résultats d'essais de toxicité inédits pour l'usine NS Textiles de Windsor (N.-É.) (27 juin 1991).

Environnement Canada. 1991d. Résultats d'essais de toxicité inédits pour l'usine NS Textiles de Windsor (N.-É.) (9 juillet 1991).

Environnement Canada. 1991e. Résultats d'essais de toxicité inédits pour l'usine Crossley Carpets de Truro (N.-É.) (8 août 1991).

Environnement Canada. 1992a. *Méthode d'essai biologique : Essai de reproduction et de survie sur le cladocère* Ceriodaphnia dubia, Protection de l'environnement, Conservation et Protection (rapport SPE 1/RM/21, février 1992).

Environnement Canada. 1992b. *Méthode d'essai biologique : Essai de toxicité sur la bactérie luminescente* (Photobacterium phosphoreum), Protection de l'environnement, Conservation et Protection (rapport SPE 1/RM/24, novembre 1992).

Environnement Canada. 1992c. *Méthode d'essai biologique : Essai d'inhibition de la croissance de l'algue d'eau douce* Selenastrum capricornutum, Protection de l'environnement, Conservation et Protection (rapport SPE 1/RM/25, novembre 1992).

Environnement Canada. 1992d. Résultats d'essais de toxicité inédits pour l'usine Wink Industries Ltd. de Caraquet (N.-B.) (31 juillet 1992).

Environnement Canada. 1994. Résultats d'essais de toxicité inédits pour l'usine Wink Industries Ltd. de Caraquet (N.-B.) (28 juin 1994).

Environnement Canada. 1995. Résultats d'essais de toxicité inédits pour l'usine Wink Industries Ltd. de Caraquet (N.-B.) (8 novembre 1995).

Environnement Canada. 1996. Base de données hydrologiques sur CD-ROM, Centre météorologique canadien, Downsview (Ont.).

Environnement Canada. 1997. *Évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire conformément à la Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, guide, version 1.0, mars 1997, Division de l'évaluation des produits chimiques, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Hull (Qc) (SPE/2/CC/3F).

Environnement Canada. 1999a. *Canadian textile mills*, base de données Microsoft Access, Dartmouth (N.-É.).

Environnement Canada. 1999b. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement — Liste des substances d'intérêt prioritaire, Rapport d'évaluation : Le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés*, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Hull (Qc).

Environnement Canada. 2000. *Canadian Environmental Protection Act — Priority Substances List supporting document for the environmental assessment of textile mill effluents*, Direction de la protection de l'environnement, Région de l'Atlantique, Dartmouth (N.-É.).

Environnement Canada et Santé Canada. 2000. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement — Liste des substances d'intérêt prioritaire, Rapport d'évaluation : Le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés.*

Fischer, H.B., E.J. List, R.C.Y. Koh, J. Imberger et N.H. Brooks. 1979. *Mixing in inland and coastal waters*, Academic Press, Londres (R.-U.).

Gad, S.C. 1999. *Statistics and experimental design for toxicologists.* 3e édition. CRC Press, Boca Raton (Fla.), 437 p.

Harris Industrial Testing Service. 1992. Résultats d'essais de toxicité inédits pour l'usine Stanfield's Ltd. de Truro (N.-É.) (22 novembre 1992).

Harris Industrial Testing Service. 1997. Résultats d'essais de toxicité inédits pour l'usine Britex Ltd. de Bridgetown (N.-É.) (8 juillet 1997).

Harris Industrial Testing Service. 1998. Résultats d'essais de toxicité inédits pour l'usine Britex Ltd. de Bridgetown (N.-É.) (23 juin 1998).

Harris Industrial Testing Service. 1999. Résultats d'essais de toxicité inédits pour l'usine Britex Ltd. de Bridgetown (N.-É.) (6 juillet, 1er juin, 11 mai, 12 avril et 26 janvier 1999).

IEC (International Environmental Consultants) Ltd. 1982. *Survey of textile wet processing and pollution abatement technology*, Ministère des Approvisionnements et Services du Canada, Ottawa (Ont.), 43 p. (EPS 3-WP-82-5).

Kennedy, J.C., G. Morris et A. Croxford. 1999. « The impact of the textile industry on the water environment ». *In* : K.L. Gandhi et J.S. Pearson (éd.), *International Conference of Water and Textiles*, du 12 au 14 mai 1999, University of Huddersfield, Huddersfield (R.-U.), p. 186-198.

Klaamas, P. 1997. Communication personnelle. Direction de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Région de l'Atlantique, Dartmouth (N.-É.).

Kothandaraman, V. 1976. Characteristics of wastes from a textile mill, *Indian J. Environ. Health* 18(2): 99-112.

Les Laboratoires Shermont Inc. 1995. *Caractérisation des eaux CS Books Canada Inc., Magog, QC*, Sherbrooke (Qc), 52 p. (rapport inédit, 15 novembre 1995).

Letson, T. 1999. Communication personnelle. Agence ontarienne des eaux, Arthur (Ont.)

Maguire, R.J. et R.J. Tkacz. 1991. Occurrence of dyes in the Yamaska River, Quebec, *Water Pollut. Res. J. Can.* 26(2): 145-161.

Menzie, C., M.H. Henning, J. Cura, K. Finkelstein, J. Gentile, J. Maughan, D. Mitchell, S. Petron, B. Potoceki, S. Svirsty et P. Tyler. 1996. Special report of the Massachusetts Weight-of-Evidence Workgroup: A weight-of-evidence approach for evaluating ecological risks, *Hum. Ecol. Risk Assess.* 2(2): 277-304.

Mohapatra, P.K., L.N. Patnaik et G. Misra. 1993. Water pollution due to a textile mill, *J. Indian Pollut. Control* 9(2): 51-63.

Naylor, C.G. 1995. Environmental fate and safety of nonylphenol ethoxylates, *Text. Chem. Color.* 27: 29-33.

PNUE (Programme des Nations Unies pour l'environnement). 1993. *The textile industry and the environment*, Paris (France) (ISBN 92-807-1367-1).

Porter, J.J., D.W. Lyons et J.D. Hatcher. 1971. *Characterization of textile effluents*, American Society of Mechanical Engineers, New York (N.Y.), 9 p. (71-Tex-3).

Rao, N.S., T.N. Rao, D.J. Rao, B.N. Murthy et D.S. Sastry. 1992. Impact of textile and dyeing industrial effluents on the groundwater quality — a case study, *Asian Environ.* 14: 47-60.

Rutherford, L.A. 1999. Communication personnelle. Direction de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Région de l'Atlantique, Dartmouth (N.-É.).

Rutherford, L.A., P. Hennigar, K.G. Doe, M.L. Nicol, M.M.E. Holmes, B.C. MacDonald et W.H. Horne. 1992. *Chemical characterization, aquatic toxicity and environmental impact of untreated effluent discharges from three textile mills in the Atlantic Region*, Environnement Canada, Protection de l'environnement, Région de l'Atlantique, Dartmouth (N.-É.) (EPS-5-AR-93-1).

Rutherford, L.A., K.E. Day, K.G. Doe, A. Huybers, P.A. Hennigar, G.R.J. Julien, S.L. Matthews, D. Milani, D. Vaughan et S. Wade. 1995. *Environmental occurrence and toxicity of chlorobenzenes in freshwater and marine sediments*, Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement, Région de l'Atlantique, Dartmouth (N.-É.) (Surveillance Report EPS-5-AR-96-2).

Rutherford, L.A., W.R. Ernst, C.A. Garron, P. Jackman et K.G. Doe. 1998. *Aquatic toxicity of untreated and treated textile mill effluents.* Mémoire présenté au 25e Colloque annuel sur la toxicité aquatique tenu à Québec (Qc), du 18 au 21 octobre 1998.

Servos, M.R. 1999. Review of the aquatic toxicity, estrogenic responses and bioaccumulation of alkylphenols and alkylphenol polyethoxylates, *Water Qual. Res. J. Can.* 34(1): 123–177.

SNCI (Swedish National Chemicals Inspectorate). 1997. *Chemicals in textiles — Report of a government commission*, Solna (Suède) (rapport KEMI n° 5/97).

Thompson, B. 1974. *The effects of effluent from the Canadian textile industry on aquatic organisms — A literature review*, Service des pêches et des sciences de la mer, Direction générale de la recherche et du développement, Environnement Canada, Ottawa (Ont.), 489 p.

U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 1976. *Environmental pollution control alternatives: municipal wastewater,* U.S. EPA Technology Transfer, Washington (D.C.) (EPA-625/5-76-012).

U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 1978. *Environmental pollution control: Textile processing industry*, Washington (D.C.) (EPA-625/7-78-002).

U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 1991. *Technical report document for water quality-based toxics control*, Office of Water Enforcement and Permits, Washington (D.C.) (EPA/505/2-90-001).

U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 1997. *EPA Office of Compliance Sector Notebook Project: Profile of the textile industry*, Washington (D.C.) (EPA/310-R-97-009).

Vaidya, A.A. et K.V. Datye. 1982. Environmental pollution during chemical processing of synthetic fibers, *Colourage* 29(1): 3-10.

Vandevivere, P.C., R. Bianchi et W. Verstraete. 1998. Treatment and reuse of wastewater from the textile wet-processing industry: review of emerging technologies, *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 72: 289-302.

Walsh, G.E., L.H. Bahner et W.B. Horning. 1980. Toxicity of textile mill effluents to freshwater and estuarine algae, crustaceans, and fishes, *Environ. Pollut.* (Ser. A) 21: 169-179.

Ward, T.J. et R.L. Boeri. 1990. *Acute static toxicity of nonylphenol to the freshwater alga* (Selenastrum capricornutum). Préparé pour la Chemical Manufacturers Association par Resource Analysts, Hampton (N.H.) (étude n° 8969-CMA).

Watson, J. 1991. *Textiles and the environment*. Rapport spécial n° 2150 du Economist Intelligence Unit, Londres (R.-U.) (ISBN 0850585473).

Weeks, J.A., W.J. Adams, P.D. Guiney, J.F. Hall et C.G. Naylor. 1996. « Risk assessment of nonylphenol and its ethoxylates in U.S. river water and sediment ». *In : Proceedings of the 4th Surfactants Conference*, Barcelone (Esp.) du 3 au 7 juin 1996, Royal Society of Chemistry, Cambridge (R.-U.), vol. 3, p. 276-291 (ISBN 0-85404-761-1).

Zaloum, R. 1987. *Biological treatment of textile finishing mill effluent*, Environnement Canada, Ottawa (Ont.) (rapport n° EPS 3/PF/3, mars 1987).

**Annexe A : Stratégies de recherche utilisées pour relever les données pertinentes**

On a trouvé les données utiles à l'évaluation du caractère « toxique » des EUT pour l'environnement, au sens de la LCPE, à partir de documents de synthèse existants, de textes de référence publiés et de recherches en ligne effectuées dans les bases de données suivantes, pour la période de 1965 à 1999: Aqualine (Water Research Centre, Buckinghamshire), Aquasci, ASFA (Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts, Cambridge Scientific Abstracts), BIOSIS (Biosciences Information Services), CAB Abstracts (Offices agricoles du Commonwealth), Current Contents (Institute for Scientific Information), Datalog (Syracuse Research Corp.), Desk References, Dunn & Bradstreet Canada Database of Canadian Manufacturers, ELIAS (système automatisé intégré des bibliothèques de l'environnement, bibliothèque d'Environnement Canada), ENVIRODAT (Environnement Canada), Environmental Abstracts, Envirosource (Environnement Canada), ETAD (Ecological and Toxicological Association of Dyes and Organic Pigment Manufacturers, Bâle (Suisse)), base de données sur les substances dangereuses (province de Québec), HCA, HYDAT (base de données hydrologiques, Environnement Canada), Life Sciences (Cambridge Scientific Abstracts), MUD (base de données sur l'utilisation de l'eau par les municipalités, Environnement Canada), Inventaire national des émissions (Association canadienne des fabricants de produits chimiques), Registre national automatisé des résidus de produits chimiques toxiques (Centre national de la recherche faunique, Environnement Canada), INRP (Inventaire national des rejets de polluants, Environnement Canada), NTIS (National Technical Information Service, U.S. Department of Commerce), Pollution Abstracts (Cambridge Scientific Abstracts, U.S. National Library of Medicine), POLTOX (Cambridge Scientific Abstracts, U.S. National Library of Medicine), RTECS (Registry of Toxic Effects of Chemical Substances, U.S. National Institute of Occupational Safety and Health), Statistique Canada, Toxic Chemical Release Inventory (Office of Toxic Substances, U.S. Environmental Protection Agency) et Toxline (U.S. National Library of Medicine).

De plus, deux enquêtes ont été réalisées auprès de l'industrie canadienne du textile, dans le but de recueillir de l'information aux fins de l'évaluation des EUT. Une première enquête à participation volontaire a été réalisée en 1997, en collaboration avec l'Institut canadien des textiles, et elle a été suivie, en 1999, d'une enquête obligatoire menée en vertu de l'article 16 de la LCPE (Environnement Canada, 1999a).

Les données obtenues après janvier 2000 n'ont pas été prises en considération dans la présente évaluation.

**Annexe B : Procédés de traitement des eaux usées appliqués aux effluents des usines de textile**[1]

| Niveau de traitement | Définition |
|---|---|
| Aucun traitement | Eaux de fabrication brutes provenant d'une installation (pouvant faire l'objet d'un traitement préliminaire, par exemple : tamisage, dessablage, régularisation du débit ou neutralisation du pH). |
| Traitement primaire | Le traitement primaire consiste à supprimer des eaux usées les polluants qui flottent ou se déposent. Ce procédé inclut la sédimentation avec ou sans l'ajout de produits chimiques, la flottation à l'air dissous (avec ou sans produits chimiques) et la filtration. |
| Traitement secondaire | Le traitement secondaire consiste généralement en un traitement biologique et inclut les procédés suivants : procédé par les boues activées, lit bactérien, étangs de types multiples et disques biologiques. |
| Traitement tertiaire | Les traitements tertiaires qui peuvent être appliqués aux EUT incluent l'adsorption sur charbon activé, l'oxydation chimique, le stripping à l'air, l'échange d'ions, l'adsorption sur polymères, l'osmose inverse, le traitement à l'ozone et la réduction chimique. |

[1] U.S. EPA (1976); Klaamas (1997).

## Annexe C : Données sur la toxicité aquatique des EUT non traités[1]

| Essai | Toxicité (% v/v) | | | n | N^bre de sites | Références |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Intervalle | Médiane | Moyenne | | | |
| Oncorhynchus mykiss<br>$CL_{50}$ après 96 heures | 3,90–71,0 | 17,7 | 24,4 | 26 | 14 | Environnement Canada, 1988, 1989, 1991a,b,c,d,e, 1992d, 1994, 1995; Chen, 1989; Harris Industrial Testing Service, 1992, 1997, 1998, 1999; Rutherford *et al.*, 1992; CREALAB, 1995; Les Laboratoires Shermont Inc., 1995 |
| **Daphnia magna**<br>$CL_{50}$ après 48 heures | 0,80–46,0 | 17,7 | 18,8 | 29 | 8 | Environnement Canada, 1991a,b,c,d,e; Rutherford *et al.*, 1992; CREALAB, 1995; Les Laboratoires Shermont Inc., 1995 |
| **Vibrio fischeri**<br>$CE_{50}$ après 15 minutes | 1,50–91 | 6,40 | 11,7 | 50 | 17 | Environnement Canada, 1991a,b,c,d,e; Rutherford *et al.*, 1992, 1998; Rutherford, 1999 |
| **Vibrio fischeri**<br>**CMEO** | 0,06–5,0 | 2,25 | 2,19 | 10 | 7 | Rutherford *et al.*, 1998 |
| **Ceriodaphnia dubia**<br>$CL_{50}$ après 7 jours | 3,22–66,7 | 10,5 | 18,7 | 26 | 15 | Rutherford *et al.*, 1992, 1998; Rutherford, 1999 |
| **Ceriodaphnia dubia**<br>$CI_{25}$ après 7 jours | 1,10–20,8 | 4,69 | 7,20 | 20 | 12 | Rutherford *et al.*, 1992, 1998; Rutherford, 1999 |
| Selenastrum capricornutum<br>$CI_{50}$ après 72 heures | 0,10–79,7 | 19,5 | 28,3 | 26 | 14 | Rutherford *et al.*, 1992, 1998; CREALAB, 1995; Rutherford, 1999 |

[1] Tous les essais ont été menés conformément aux méthodes d'essai biologique d'Environnement Canada (Environnement Canada, 1990a,b, 1992a,b,c).

## Annexe D : Données sur la toxicité aquatique des EUT traités[1]

| Essai | Type échant.[2] | Toxicité (% v/v) | | | n | N^bre de sites | Références |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Intervalle | Médiane | Moy. | | | |
| Oncorhynchus mykiss | P | 18,0–>100 | 75,0 | 65,9 | 8 | 2 | Environnement Canada, 1988, 1989, 1991a,b,c,d,e, 1992d, 1994, 1995; Chen, 1989; Harris Industrial Testing Service, 1992, 1997, 1998, 1999; Rutherford *et al.*, 1992; CREALAB, 1995; Les Laboratoires Shermont Inc., 1995 |
| $CL_{50}$ après 96 heures | S | 80,0–>100 | >100 | 97,5 | 8 | 6 | |
| | T | ND[3] | ND | ND | ND | ND | |
| Daphnia magna | P | 40,0– 70,7 | 55,4 | 55,4 | 2 | 1 | Environnement Canada, 1991a,b,c,d,e; Rutherford *et al.*, 1992; CREALAB, 1995; Les Laboratoires Shermont Inc., 1995 |
| $CL_{50}$ après 48 heures | S | >100 | >100 | >100 | 3 | 3 | |
| | T | ND | ND | ND | ND | ND | |
| Vibrio fischeri | P | 1,31–>99,0 | 15,9 | 36,1 | 8 | 3 | Environnement Canada, 1991a,b,c,d,e; Rutherford *et al.*, 1992, 1998; Rutherford, 1999 |
| $CE_{50}$ après 15 minutes | S | 34,3–>99,0 | >99,0 | 86,1 | 11 | 6 | |
| | T | >99,0 | >99,0 | >99,0 | 6 | 3 | |
| Vibrio fischeri | P | ND | ND | ND | ND | ND | Rutherford *et al.*, 1998 |
| CMEO | S | 25,0–>100 | 50,0 | 65,0 | 5 | 3 | |
| | T | >100 | >100 | >100 | 2 | 1 | |
| Ceriodaphnia dubia | P | 6,53–17,7 | 6,59 | 10,3 | 4 | 3 | Rutherford *et al.*, 1992, 1998; Rutherford, 1999 |
| $CL_{50}$ après 7 jours | S | 61,1–>100 | 100 | 90,9 | 7 | 4 | |
| | T | >100 | >100 | >100 | 4 | 4 | |
| Ceriodaphnia dubia | P | 2,24–12,9 | 5,00 | 4,69 | 4 | 3 | Rutherford *et al.*, 1992, 1998; Rutherford, 1999 |
| $CI_{25}$ après 7 jours | S | 56,0–>100 | 91,2 | 81,3 | 7 | 4 | |
| | T | >100 | >100 | >100 | 4 | 4 | |
| Selenastrum capricornutum | P | 35,2– 57,7 | 46,5 | 46,0 | 2 | 2 | Rutherford *et al.*, 1992, 1998; CREALAB, 1995; Rutherford, 1999 |
| $CI_{50}$ après 72 heures | S | 30,4–>100 | 100 | 91,3 | 8 | 4 | |
| | T | >100 | >100 | >100 | 4 | 4 | |

[1] Tous les essais ont été menés conformément aux méthodes d'essai biologique d'Environnement Canada (Environnement Canada, 1990a,b, 1992a,b,c).

[2] Type d'échantillon : P = EUT avec traitement primaire; S = EUT avec traitement secondaire; T = EUT avec traitement tertiaire.

[3] ND = Aucune donnée disponible.

**Annexe E : Concentrations de NP et de NPE[1] et valeurs calculées de la $VEE_{QET}$ pour les EUT non traités et les EUT soumis sur place à un traitement primaire ou secondaire**

| Usine de textile | Date | Type d'échantillon[2] | 4-NP (µg/L) | NP1EO (µg/L) | NP2EO (µg/L) | NP3–17EO (µg/L) | $VEE_{QET}$[3] totale (µg/L) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Britex, Bridgetown (Nouvelle-Écosse) | 9 juillet 96 | NT | 904,6 | 101,4 | 140,5 | 8167 | 1066 |
| | 10 juillet 96 | NT | 799,3 | 254,4 | 583,4 | 96,42 | 1219 |
| | 11 juillet 96 | NT | 185,4 | 213,4 | 479,0 | 189,0 | 532,5 |
| C.S. Brooks, Magog (Québec) | 17 mars 98 | NT | 0,68 | 0,23 | 0,21 | 7,77 | 0,94 |
| | 8 mai 98 | NT | 0,26 | 1241 | 0,000[4] | 853,0 | 624,8 |
| Cambridge Towel, Cambridge (Ontario) | 13 mars 98 | NT | 0,23 | 5,43 | 11,80 | 210,4 | 9,89 |
| | 13 mai 98 | NT | 0,95 | 17,70 | 39,33 | 189,1 | 30,41 |
| Coats Bell, Arthur (Ontario) | 22 avril 99 | NT | 0,38[5] | 36,40 | 36,60 | 2040 | 47,08 |
| CookshireTex, Cookshire (Québec) | 18 mars 98 | NT | 7,41 | 14,13 | 128,3 | 1409 | 85,69 |
| | 6 mai 98 | NT | 3,47 | 34,99 | 241,1 | 3271 | 157,9 |
| Lainages Victor, Saint-Victor (Québec) | 20 mars 98 | NT | 3,35 | 92,77 | 488,6 | 7905 | 333,5 |
| | 5 mai 98 | NT | 2,68 | 57,90 | 506,4 | 8811 | 328,9 |
| | 15 juillet 99 | NT | 0,38[5] | 114 | 1090 | 29600 | 750,4 |
| Les Industries Troie, Saint-Pamphile (Québec) | 14 juillet 99 | NT | 1,95 | 4,37 | 43,80 | 7090 | 61,49 |
| Montreal Woolens, Cambridge (Ontario) | 13 mars 98 | NT | 25,62 | 65,10 | 218,7 | 4162 | 188,3 |
| | 12 mai 98 | NT | 15,48 | 51,53 | 233,6 | 4834 | 182,2 |
| Penman's, Cambridge (Ontario) | 13 mars 98 | NT | 0,58 | 69,15 | 252,3 | 4567 | 184,2 |
| | 13 mai 98 | NT | 2,84 | 25,57 | 171,3 | 3436 | 118,5 |
| Spinrite, Listowel (Ontario) | 21 avril 99 | NT | 21,3 | 9,04 | 7,30 | 271 | 30,83 |
| Stanfield's, Truro (Nouvelle-Écosse) | 3 juillet 96 | NT | 5,84 | 14,7 | 31,55 | 1828 | 38,10 |
| | 4 juillet 96 | NT | 4,90 | 8,67 | 27,76 | 1459 | 30,41 |
| | 5 juillet 96 | NT | 3,05 | 8,80 | 27,03 | 2559 | 33,76 |
| Tandem Fabrics, Moncton (Nouveau-Brunswick) | 16 juillet 96 | NT | 2,11 | 1,54 | 0,97 | 319,9 | 4,96 |
| | 17 juillet 96 | NT | 1,06 | 2,32 | 2,32 | 50,18 | 3,63 |
| | 18 juillet 96 | NT | 1,53 | 0,74 | 0,64 | 147,9 | 2,95 |
| Tiger Brand, Cambridge (Ontario) | 13 mars 98 | NT | 0,58 | 18,10 | 204,5 | 6846 | 146,1 |
| | 13 mai 98 | NT | 2,89 | 39,70 | 276,4 | 5768 | 189,8 |
| Wink Industries, Caraquet (Nouveau-Brunswick) | 19 février 98 | NT | 1,05 | 21,19 | 54,58 | 3987 | 58,87 |
| | 4 juin 98 | NT | 5,75 | 13,60 | 70,19 | 1286 | 54,08 |

| Usine de textile | Date | Type d'échantillon[2] | 4-NP (µg/L) | NP1EO (µg/L) | NP2EO (µg/L) | NP3–17EO (µg/L) | $VEE_{QET}$[3] totale (µg/L) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Britex, Bridgetown (Nouvelle-Écosse) | 9 juillet 96 | P | 11,32 | 257,1 | 592,0 | 798,4 | 439,8 |
| | 10 juillet 96 | P | 13,33 | 37,17 | 115,0 | 4065 | 109,8 |
| | 11 juillet 96 | P | 10,39 | 48,63 | 106,3 | 8638 | 131,1 |
| | 3 nov. 99 | P | 1930 | 498 | 149,0 | 987 | 2258 |
| Coats Bell, Magog (Québec) | 21 avril 99 | P | 0,38[5] | 25,70 | 63,40 | 613 | 48,00 |
| C.S. Brooks, Magog (Québec) | 17 mars 98 | S | 0,68 | 1870 | 0,000[4] | 315,45 | 937,2 |
| | 8 mai 98 | S | 0,05[5] | 0,52 | 0,25 | 2,59 | 0,44 |
| Wink Industries, Caraquet (Nouveau-Brunswick) | 19 février 98 | S | 0,60 | 4,10 | 3,92 | 208,09 | 5,65 |
| | 4 juin 98 | S | 3,56 | 1,12 | 0,93 | 2,07 | 4,59 |

1 Bennie (1998); Rutherford (1999).

2 Type d'échantillon : NT = non traité; P = traitement primaire sur place, S = traitement secondaire sur place.

3 $VEE_{QET}$ totale= $\Sigma$ (4-NP µg/L) (1) + (NP1EO µg/L) (0,5) + (NP2EO µg/L) (0,5) + (NP3–17EO) (0,005).

4 Il a été impossible de séparer NP1EO et NP2EO à cause des concentrations élevées; le chiffre indiqué sous NP1EO correspond donc à la somme de ces deux paramètres.

5 Lorsque, ni le NP, ni les NPE n'ont été décelés dans les échantillons, la limite de détection de la méthode (LDM)/2 a été utilisée pour calculer la $VEE_{QET}$.

## Annexe F : Points de rejet des usines

| Ville | Nom de l'usine de textile | Nom de la SMEEU[1] | Plan d'eau récepteur | Traitement | Débit des EUT[2] ($m^3$/jour) | Débit de la SMEEU (1000 $m^3$/jour) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Windsor | Nova Scotia Textiles | Aucune | Rivière Sainte-Croix | Aucun | 121 | S.O. |
| Sainte-Anne-de-la-Pérade | Les Tricots Godin | Aucune | Rivière Sainte-Anne | Aucun | 16 | S.O. |
| Bridgetown | Britex | Britex | Rivière Annapolis | Primaire | 1130 | 1.1 |
| Moncton | Tandem Fabrics | Ville de Moncton | Rivière Peticodiac | Primaire | 400 | 86,4 |
| Cornwall | Richelieu Hosiery International | SEEU Cornwall | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | 73 | 43,2 |
| Vancouver | E.F.A. Hosiery Manufacturing | DRV | Détroit de Géorgie | Primaire | 176 | 346 |
| Vancouver | West Coast Woolen Mills 1986 | DRV | Détroit de Géorgie | Primaire | | |
| Saint-Jean-sur-Richelieu | J.B. Martin | Haut-Richelieu | Rivière Richelieu | Primaire | 765 | 69,1 |
| Saint-Jean-sur-Richelieu | Textiles Novacolor | Haut-Richelieu | Rivière Richelieu | Primaire | | |
| Montréal | Wertex Hosiery | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | 28 753 | 2 765 |
| Montréal | Gordon Yarns Dyers | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Montréal | Domino (1986) | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Saint-Laurent | Blanchissage Royal | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Montréal | Bonneterie Avalon 1992 | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Montréal | Bonneterie Paris Star | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Dorval | 2998530 Canada | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Ville Saint-Michel | Cansew | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Montréal | Colorfast | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Montréal | Doubletex | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Verdun | Supreme Dyeing | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Montréal | American & Efird Canada | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Montréal | Finition & Teinture Drouin | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Montréal | Giltex, Division of Canadelle | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Montréal-Est | Les Teinturiers Hubbard (1991) | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Montréal | Impression Permanentes | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Lachine | Lagran Canada (Division of Leedye) | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |

| Ville | Nom de l'usine de textile | Nom de la SMEEU[1] | Plan d'eau récepteur | Traitement | Débit des EUT[2] ($m^3$/jour) | Débit de la SMEEU (1000 $m^3$/jour) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Montréal | Industries de Lavage Dentex | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Saint-Laurent | Manufacture de Bas Gina | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Montréal | Manufacturier de Bas Culotte L'Amour | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Montréal | Michel Exclusif | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Montréal | Nalpac | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Montréal | Siebruck Hosiery | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Montréal | Teinture et Finition Prestige | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Montréal | Perfect Dyeing Canada | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Montréal | Teinturerie Performance | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Montréal | Agmont America | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Ville D'Anjou | Les Teinturiers Concordes Dyers | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Montréal | Tex-Dye | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Saint-Laurent | Manoir Knitting | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Lasalle | Pacalis Dyeing & Finishing | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Montréal-Nord | Manufacturier de Bas Iris | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Anjou | Vinatexco | CUM | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | | |
| Prescott | Prescott Finishing | SEEU Prescott | Fleuve Saint-Laurent | Primaire | 287 | 3,4 |

[1] SEEU = station d'épuration des eaux usées; DRV = district régional de Vancouver; CUM = Communauté urbaine de Montréal.

[2] Le débit des EUT indiqué correspond au volume total des EUT de l'ensemble des usines acheminant leurs effluents à la SMEEU.